EINHARD BEZZEL

Vögel in der Kulturlandschaft

ULMER

Viele Fragen nach dem Kommen und Gehen der Vogelwelt als Bestandteil der Kulturlandschaft, also der unmittelbaren Umgebung des Menschen, lassen sich heute noch nicht annähernd befriedigend beantworten. Die Einpassung der Vögel in die Lebensbedingungen der Kulturlandschaft ist ein sehr vielschichtiges und vielseitiges Problem. Die Verbreitung der einzelnen Arten und die Struktur der Vogelgesellschaften als Teil der Lebensgemeinschaften ist das Ergebnis von Antworten hochkomplizierter Organismen auf die Gegebenheiten der Umwelt, die sich in der modernen Kulturlandschaft in zunehmendem Tempo ändern. Diese Ergebnisse in vereinfachter Form in einigen Teilaspekten zusammenfassend zu beschreiben und die Befunde vieler Einzeluntersuchungen zu vergleichen, ist der Grundgedanke des vorliegenden Buches.

Das verwertete Material befaßt sich ausschließlich mit der Kulturlandschaft Mitteleuropas und seiner Randlandschaften. Da Mitteleuropa zu denjenigen Gebieten der Erde zählt, die auf engem Raum die größte Landschaftsmannigfaltigkeit aufweisen, lassen sich hier bemerkenswerte geographische Unterschiede im Detail zeigen und andererseits auch grundsätzlich gültige Schlüsse ziehen. Schwerpunkte der Darstellung sind allgemeine Gesichtspunkte der historischen und kurzfristigen Dynamik, des Artenreichtums oder der Häufigkeitsstruktur in überregionalen Zusammenhängen.

Neben seiner Aufgabe als kritische, konzentrierte Übersicht und Dokumentation verfolgt das Buch in seinem Kern zwei Ziele: Es soll einmal helfen und anregen, in der großen Zahl sehr detailfreudiger Untersuchungen vieler Feldornithologen die wesentlichen Aspekte und vor allem die Wissenslücken nicht zu übersehen, zum anderen soll es dazu beitragen, daß eine — noch zu schreibende — umfassende Schilderung des Vogellebens in der Kulturlandschaft nicht zu einem Nekrolog gerät.

Donat Agosti
XII.83
Uster

Einhard Bezzel
Vögel in der Kulturlandschaft

Vögel in der Kulturlandschaft

Dr. Einhard Bezzel

Institut für Vogelkunde
Garmisch-Partenkirchen

116 Abbildungen
und 62 Tabellen



Verlag Eugen Ulmer Stuttgart

CIP-Kurztitelaufnahme der Deutschen Bibliothek

Bezzel, Einhard:
Vögel in der Kulturlandschaft / Einhard Bezzel.
– Stuttgart : Ulmer, 1982.
ISBN 3-8001-3101-3

Wollgrasweg 41, 7000 Stuttgart 70 (Hohenheim)
Printed in Germany
Einbandgestaltung: Alfred Krugmann
Satz: Passavia GmbH, Passau
Druck: Karl Grammlich, Pliezhausen
Bindung: Karl Dieringer, Stuttgart

Vorwort

»Moderne avifaunistische Arbeiten kann man wegen der vielen Tabellen und Statistiken kaum mehr lesen.« Dies sagte mir vor kurzem nicht etwa einer der vielen Amateur-Ornithologen, ohne deren gewaltige Leistung unser Wissen über die Vögel Mitteleuropas sehr dürftig wäre, sondern ein Universitätszoologe, ein Profi also. Das Problem der Bewältigung vieler Einzeldaten, um Verbreitung und Häufigkeit der Vögel in Raum und Zeit so darzustellen, daß sich daraus verwertbare Erkenntnisse ergeben, hat tatsächlich dazu geführt, daß umfangreiche Protokolle oder Ergebnisse statistischer Berechnungen in Tabellen und Grafiken viele Publikationen »belasten.« Auch im Einsatz ornithologischer Ergebnisse für Naturschutz und Landschaftsplanung hat man es schwer, aus vielen Daten praktische Forderungen präzise zu erfüllen. Schließlich sind die großen Werke über die Avifauna eines größeren Gebietes heute nur noch in Arbeitsgemeinschaften zu erarbeiten und auch dann bleiben manche gute Ansätze stecken, wenn sie den Datenberg überwinden wollen, wie mehrere Beispiele größerer Regionalbearbeitungen der letzten Jahre beweisen.

Gewiss sind neue Ansätze der Datenverarbeitung und Präsentation eines umfangreichen Materials nun auch in der Freilandornithologie gut eingeführt, wie Brutvogelatlanten auf Rasterkartenbasis unter Einsatz elektronischer Datenverarbeitung und viele moderne statistische Verfahren, Berechnung bestimmter Kenngrößen, moderne Vergleichsverfahren u.a. mehr. Doch viele einfache Fragen nach dem Kommen und Gehen der Vogelwelt als Bestandteil der mitteleuropäischen Kulturlandschaft, also unserer unmittelbaren Umgebung, lassen sich noch nicht annähernd befriedigend beantworten. Für manche Antwort ist uns auch die Zeit schon davongelaufen, und so bleibt oft nur noch der Versuch, Entwicklungen zu rekonstruieren oder mehr oder minder gut fundierte Vermutungen zu äußern. Manches wurde auch einfach nicht beachtet.

Tausende von Vogelbeobachtern, darunter viele als hervorragende Experten, befassen sich mit dem Studium der mitteleuropäischen Vogelwelt oder bemühen sich tatkräftig um die Erhaltung der Artenvielfalt als unverzichtbaren Bestandteil einer stabilen Landschaft. Eine kurze Zusammenfassung einer Auswahl von Ergebnissen dieser vielseitigen Arbeit ist hier beabsichtigt. Sie ist also weder eine vollständige Darstellung der Vögel der Kulturlandschaft, ihrer Verbreitung, Dynamik, ihres Verhaltens und ihrer Ökologie, noch eine allgemeine Übersicht über die in diesem Zusammenhang wichtigen Fragen der Tierökologie, auch kein Vogelschutzbuch oder eine Anleitung zum Studium der Vögel. Sie möchte aber zu allem ein bißchen beitragen und verfolgt damit zwei Ziele, nämlich einmal anzuregen, in der großen Zahl sehr detailfreudiger Untersuchungen vieler Feldornithologen einige wesentliche Aspekte und vor allem viele Wissenslücken nicht zu übersehen, und zum anderen mit dazu beizutragen, daß eine noch zu schreibende umfassende Schilderung des Vogellebens in der Kulturlandschaft nicht zu einem Nekrolog gerät.

Anregungen zu diesem Buch gehen auf viele Fragen aus der Praxis des Naturschutzes, der Landschaftsplanung und der ornithologischen Freilandforschung in der Alltagsarbeit eines Instituts zurück, das wissenschaftliche Forschungsergebnisse in praxisorientierte Arbeiten umzusetzen und auch eine fachlich sehr unterschiedlich gut orientierte Öffent-

lichkeit zu beraten hat. Vielen Freunden und Kollegen habe ich für Beiträge und Anregungen zu danken, vor allem auch den Mitarbeitern des Instituts für Vogelkunde der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau. H. Arndt, K. Haarmann, F. Pölking und R. Siebrasse gestatteten Abdruck ihrer Fotos. F. Lechner zeichnete den größten Teil der Grafiken, und den Damen D. Bauer und I. Peter danke ich für technische Arbeiten am Manuskript. Herrn Verleger R. Ulmer und seinen Mitarbeitern gebührt großer Dank für Entgegenkommen und Geduld.

Garmisch-Partenkirchen, Januar 1982 Einhard Bezzel

Inhaltsverzeichnis

1 Schwerpunkte und ihre Abgrenzung

Die Einpassung der Vögel in die Lebensbedingungen der Kulturlandschaft ist ein vielschichtiges und vielseitiges Problem, das noch dazu nicht allein aus der augenblicklichen Situation zu sehen ist, sondern nur unter Berücksichtigung historischer Entwicklungen verstanden werden kann. Die Verbreitung der einzelnen Arten oder die Struktur der Vogelgesellschaften als Teil der Lebensgemeinschaften ist das Ergebnis von Antworten hochkomplizierter Organismen auf die Gegebenheiten der Umwelt, die sich in der modernen Kulturlandschaft in zunehmendem Tempo ändern. Diese Ergebnisse in vereinfachter Form in einigen Teilaspekten zusammenfassend zu beschreiben und die Befunde vieler Einzeluntersuchungen zu vergleichen, ist das Ziel des Buches. Grundlegende Fragen der Ethologie und vieler Teilgebiete der Ökologie, insbesondere Fragen der Demökologie und Synökologie, müssen dabei vernachlässigt werden. Damit bleibt als Schwerpunkt eine Zusammenfassung über Häufigkeit und Verbreitung der Vögel in der Kulturlandschaft, wobei nicht ein Katalog für einzelne Arten im Stile von Gebietsavifaunen beabsichtigt ist, sondern eine Schilderung allgemeiner Gesichtspunkte.

Allein über die Verbreitung der Vögel in Raum und Zeit innerhalb begrenzter Landschaftsausschnitte wächst die Literatur exponentiell (Abb. 1). Dies zwingt zur Beschränkung auf ausgewählte Beispiele, die als Stichproben eine ausgewogene und alle wesentlichen Gesichtspunkte berücksichtigende Gesamtschau ersetzen müssen. Eine Zusammenfassung der Kenntnisse des Vogellebens in der modernen Kulturlandschaft muß also erst noch geschrieben werden.

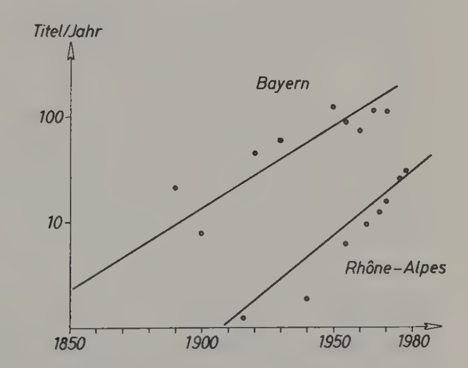


Abb. 1. Zunahme der vogelkundlichen Literatur am Beispiel Bayerns und des Dept. Rhône-Alpes (Daten nach WÜST 1978 und LEBRETON 1980).

Die Beschränkung auf eine Auslese, in der teilweise willkürlich Schwerpunkte gesetzt wurden, betrifft aber nicht nur die Fülle des Datenmaterials, sondern auch die zu seiner Erarbeitung und Ausarbeitung angewandten Methoden. Sehr detaillierte Analysen über Zusammenhänge zwischen Biotopstruktur und dem Auftreten einzelner Vogelarten oder der Struktur von Avizönosen, wie sie in neuerer Zeit auch in Mitteleuropa nun verschiedentlich publiziert worden sind und sicher noch in nächster Zukunft bearbeitet werden, sind nur am Rande gestreift. Dies gilt auch für die grundsätzliche Diskussion über Mög-

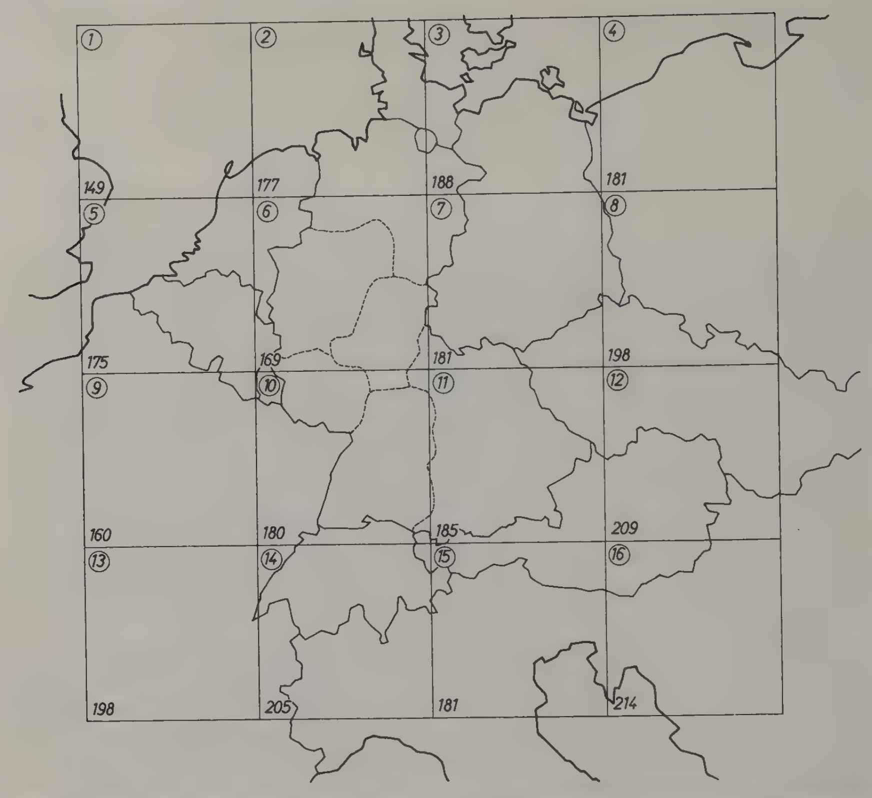


Abb. 2. Mitteleuropa und Randlandschaften. Die 16 Quadranten mit Seitenlänge 300 km grenzen das näher behandelte Gebiet ab, auf das sich viele Tabellen und Übersichten beziehen. Links oben Nummer des Quadranten, links unten Artenzahl der regelmäßigen Brutvögel.

lichkeiten und Grenzen quantitativer Vogelbestandsaufnahmen. Im einzelnen ist versucht worden, Beispiele für verschiedene Methodik und Darstellungsformen auszuwählen und auch in Einzelfallen neue Möglichkeiten der Betrachtung und Auswertung umfangreichen Datenmaterials vorzustellen.

Das für dieses Buch ausgewertete Material befaßt sich fast ausschließlich mit der Kulturlandschaft Mitteleuropas und seiner Randlandschaften. Der Begriff Mitteleuropa wird unterschiedlich abgegrenzt. Eine schematische Abgrenzung ohne Rücksicht auf politische Grenzen oder Naturräume Mitteleuropas und seiner Randgebiete zeigt Abb.2. Fast alle Einzelbeispiele und vor allem auch das in größeren Übersichten ausgewertete Material stammt aus dieser Rasterfläche von 16 Quadraten, die damit zu einer allgemeinen Bezugsgrundlage dieses Buches wird. Vergleiche werden an manchen Stellen auch zu anderen Ländern Europas bzw. der Mittelbreiten der Nordhalbkugel gezogen. Kulturlandschaften anderer Klimabereiche sind nicht berücksichtigt. Schwerpunkte der Darstellung sind allgemeine Gesichtspunkte der historischen und kurzfristigen Dynamik, des Artenreichtums oder der Häufigkeitsstruktur in überregionalen Zusammenhängen. Im vorletzten Kapitel werden einige typische Lebensräume der Kulturlandschaft und die in ihnen lebenden Avizönosen kurz behandelt. Ein detaillierter Vergleich einzelner Befunde

ist aber auch in diesem Zusammenhang nicht beabsichtigt. Die hier angeführten Einzelbeispiele sollen die in den vorhergehenden Kapiteln im Überblick dargelegten Aspekte am konkreten Beispiel vertiefen. Eine gleichmäßige Berücksichtigung aller die Kulturlandschaft zusammensetzenden und als Vogelbiotope wichtigen Lebensräume ist nicht möglich, da viele bisher recht unzureichend bearbeitet sind und selbst moderne Gebietsavifaunen z.T. große Lücken aufweisen. Andererseits zählt Mitteleuropa zu denjenigen Gebieten der Erdoberfläche, die auf engem Raum die größte Landschaftsmannigfaltigkeit aufweisen, so daß bemerkenswerte geographische Unterschiede im Detail zu erwarten sind.

Die hier getroffene Auswahl läßt einige Dinge unberücksichtigt, ohne damit anzudeuten, daß sie für die Darstellung des Vogellebens in der Kulturlandschaft ohne Wichtigkeit wären. Nicht oder nur am Rande berücksichtigt wurden: marine Lebensräume sowie Küste und Inseln im Wattenmeer; größere Binnengewässer, vor allem die umfangreiche Literatur über die Zusammensetzung von Rastpopulationen der Wasservögel; Durchzügler und Wintergäste. Für viele unzureichend behandelte Fragen sind aber an geeigneter Stelle zumindest Beispiele für Spezialliteratur und weiterführende Arbeiten angeführt.

2 Merkmale der Kulturlandschaft

2.1 Einige Begriffsbestimmungen

Als Landschaft bezeichnen wir einen Ausschnitt der Erdoberfläche, der im einfachsten Fall aus Lithosphäre, Hydrosphäre und Atmosphäre besteht, in den meisten Bereichen der Erdoberfläche jedoch mit Lebewesen erfüllt ist. Sie bilden mit ihrer Umwelt ein zur Selbstregulation fähiges Wirkungsgefüge, das sehr komplex ist und als landschaftliches Ökosystem bezeichnet wird (LESER 1976). Der Mensch kann in dieses System gestaltend oder zerstörend eingreifen und damit den naturgesetzlichen Wandel des Landschaftssystems ändern oder auch ganz ersetzen. Daher ist für das augenblickliche Landschaftsbild nicht nur die Dynamik der natürlichen Landschaftsfaktoren maßgebend, wie z.B. Klima, Abtragung und Verwitterung, Flora und Fauna, sondern auch die Entwicklung der menschlichen Gesellschaft (Übersicht z.B. BUCHWALD in BUCHWALD & ENGELHARDT 1978).

Nach bestimmten Kriterien können einheitliche Landschaftsräume abgegrenzt werden. Solche Kriterien sind z.B. Landschaftshaushalt (ökologischer Aspekt), Landschaftsstruktur, Landschaftsbild oder auch sozio-ökonomische Gesichtspunkte. Der Landschaftshaushalt bildet den Forschungsgegenstand der Landschaftsökologie. Im Haushalt der Kulturlandschaft ist neben den natürlichen Landschaftsfaktoren der die Naturausstattung nutzende Mensch mit einbezogen. Die Landschaftsstruktur betrachtet den inneren und äußeren Aufbau eines Landschaftsraumes aus Landschaftselementen. Deren Größe kann ganz verschieden sein, z.B. ein viele Quadratkilometer großer Wald, aber auch eine einzelne Hecke. Letztere werden oft auch als Landschaftsbestandteile bezeichnet oder sogar als Kleinstrukturen (AUWECK 1978, BEZZEL 1980c).

Im einzelnen haben wir es mit Systemen zu tun. Das bedeutet, daß regelmäßig miteinander in Wechselwirkung stehende Teile ein funktionsfähiges Ganzes bilden. Systeme der Ökologie sind all jene, die über das Niveau eines einzelnen Organismus hinausgehen. Sie sind also von ganz unterschiedlicher Größe und Komplexität, da jedes größere System alle kleineren mit einschließt. Die Gesamtheit aller Individuen einer Art in einem bestimmten Gebiet bezeichnet man als Population. Die Populationen aller Arten eines bestimmten Gebietes bilden eine Lebensgemeinschaft (Biozönose, wobei Zoozönose der Tiergemeinschaft, Avizönose der Vogelgemeinschaft entspricht). Zusammen mit dem unbelebten Raum, in dem eine Lebensgemeinschaft existiert, dem Biotop, bilden Biozönosen ein Ökosystem.

Biotope sind als komplexe Gebilde Lebensräume für alle in einem Gebiet lebenden Pflanzen und Tiere. Nur bestimmte Teile eines Biotops sind Lebensstätte einer einzigen Art. Man bezeichnet diese häufig als Habitat. Damit ist die »Adresse« einer Art beschrieben. Spricht man vom Biotop einer Art, so ist damit ausgesagt, daß diese Art dort in einer Lebensgemeinschaft existiert. Wir gehen also in Übereinstimmung mit manchen modernen Ökologen in der Begriffsbestimmung nicht so weit wie z. B. BERNDT & WINKEL (1978). Immerhin ist erwägenswert, ob man vom Standpunkt einer Vogelgemeinschaft das ökologische Faktorengefüge aus abiotischen Gegebenheiten, Pflanzen und nicht zur Vogelwelt gehörenden Tieren als »Ornitop« zusammenfaßt. Doch enthält dieser von BERNDT & WINKEL diskutierte und vorgeschlagene Begriff z.B. nicht die Beziehungen der Vögel untereinander, die als Gruppe gewissermaßen von den anderen Arten losgelöst werden. Ob das für praktische und theoretische Überlegungen sinnvoll ist, mag dahingestellt bleiben. Wir sprechen hier von Biotop oder Habitat in der oben angegebenen Bestimmung, ohne uns allzu sklavisch an Abgrenzungen zu halten (Näheres s. z.B. BERNDT & WINKEL 1977, 1978, ODUM & REICHHOLF 1980, HEYDEMANN 1980).

Über die für eine Art zur Existenz notwendigen Umweltfaktoren besteht ein »inneres Bild«, ein Ökoschema, das sich bei Vögel aus angeborenen, erlernten und/oder geprägten Elementen bildet. In den einzelnen Habitaten ist dieses Ökoschema jedoch verschieden realisiert und so sind z.B. optimale, suboptimale oder sogar pessimale Habitate für eine Art zu unterscheiden (BERNDT & WINKEL 1974). Zunächst wird natürlich versucht, das optimale Habitat zu besiedeln. Im Falle von Auswahlmöglichkeiten lassen sich Habitatpräferenzen beobachten.

2.2 Kulturlandschaft – ein zeitlich begrenzter Zustand

Unter Kulturlandschaft im eigentlichen Sinn kann man Lebensräume zusammenfassen, die erst durch das Wirken des Menschen entstanden sind (TISCHLER 1980). Diese enge Auslegung des Begriffs bezieht sich im wesentlichen auf zwei Landschaftstypen, nämlich die Agrarlandschaft, die dem Menschen die Ernährung sichert, und die Siedlungs- und Urbanlandschaft, die dem Menschen als Wohnung dient. Seit etwa 150 Jahren ist durch die industrielle Entwicklung diese historisch gewordene Kulturlandschaft stark verändert worden. Zur Wohn- und Ernährungslandschaft kam die industrielle Produktionslandschaft.

Damit ist aber der Lebensraum des Menschen in der Industriegesellschaft in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts nur unvollständig beschrieben. Wir finden neben den vom Menschen gestalteten naturfernen Räumen der Kulturlandschaft auch solche, die nicht erst durch den Menschen entstanden, wohl aber durch ihn mehr oder minder stark



Abb. 3. Naturnahes Ökosystem Hochmoor mit balzenden Birkhähnen (Foto H. ARNDT).

beeinflußt sind, wie z.B. Wirtschaftswälder oder Binnengewässer. Man könnte solche Landschaften als Halbkulturlandschaften bezeichnen (z.B. TISCHLER 1980). Wenn wir jedoch davon ausgehen, daß Landschaftsräume Mosaike verschiedener Ökosysteme darstellen, also Ökosystemkomplexe bilden, dann ist Kulturlandschaft nichts anderes als ein komplexes Gebilde aus verschieden stark vom Menschen beeinflußten Systemen. Auch naturferne Teile der Kulturlandschaft sind Ökosysteme, in denen allerdings die Sonnenenergie als Antriebskraft zunehmend durch Brennstoff hoher Energie ersetzt wird.

Die Kulturlandschaft besteht also aus Ökosystemen unterschiedlichen Natürlichkeitsgrades. Sie bietet damit ein Augenblicksbild, das im einzelnen durch menschliche Nutzung mehr oder minder stark bestimmt wird. Die menschliche Beeinflussung betrifft den Haushalt, die Struktur und das Bild der Landschaft bzw. der sie zusammensetzenden Ökosysteme (BUCHWALD in BUCHWALD & ENGELHARDT 1978).

Natürliche, also vom Menschen unbeeinflußte Ökosysteme finden wir auf der in Abb. 2 abgegrenzten Fläche nur noch an wenigen Stellen, meist auf extreme Lagen und Standorte beschränkt, wie an unzugänglichen Steilhängen des Mittel- und Hochgebirges, in der Alpinstufe des Hochgebirges und vielleicht noch an einigen Stellen des Wattenmeeres. Kennzeichnend sind heimische, standorteigene Pflanzen- und Tierarten in weitgehend stabilen Mengenverhältnissen. Über die Artenzahl läßt sich wenig aussagen, da wir heute solche Zustände in Mitteleuropa nur mehr in kleinen Resten antreffen können. Die natürlichen Systeme werden in erster Linie von Sonnenenergie angetrieben und sind zur Selbstregulation fähig.

Naturnahe Ökosysteme des hier behandelten Gebietes finden wir z.B. als Laubmischwälder von Mittelgebirgslandschaften oder in Wäldern der montanen und subalpinen Stufe der Hochgebirge, ferner in Gestalt von Flußauen, Großseggenrieden, Dünenlandschaften, Schilfgürteln und Hochmoorresten. Die Vegetation gleicht großenteils dem

Abb. 4. Naturnahes Ökosystem Schilfwald; Leitart: Drosselrohrsänger (Foto E. Bezzel).

Abb. 5. Naturnahes Ökosystem Bergmischwald. Brutvögel u.a. Weißrückenspecht, Rauhfußkauz, Zwergschnäpper (Foto E. Bezzel).



Abb. 6. Halbnatürliches Ökosystem nasse Streuwiese (wird einmal im Jahr gemäht). Brutvögel: Sumpfrohrsänger, Braunkehlchen, Wiesenpieper, Bekassine, Wachtelkönig; an Wassergräben auch Stock- und Krickente (Foto R. SIEBRASSE).

natürlichen Pflanzenkleid; der menschliche Einfluß ist gering. Häufig ist großer Strukturreichtum der Vegetation charakteristisch und damit auch eine große Artenzahl tierischer Bewohner.

Halbnatürliche Ökosysteme sind eine Folge extensiver menschlicher Nutzung. Sie weisen wie die beiden vorerwähnten Typen hauptsächlich standorteigene Pflanzen auf, doch sind durch die Nutzung Mengenverhältnisse und Artenkombinationen verändert. Ohne menschliche Nutzung in der bisherigen traditionellen Form könnten diese Systeme auf Dauer nicht bestehen. Das gilt z.B. für Streuwiesen, Niedermoore, Magerrasen, Zwergstrauchheiden in Gebieten, in denen das Klimaxstadium der natürlichen Pflanzensukzessionen Wald ist.

Zu den naturfernen Ökosystemen kann man intensiv genutzte Agro-Ökosysteme (Feldkulturland wie Dauergrünland), Gärten und intensiv genutzte Forstökosysteme zählen. Hier dominieren unter den Pflanzen weitgehend vom Menschen eingebrachte Arten (Kulturpflanzen), wobei oft sehr wenige Arten oder Monokulturen das Bild bestimmen. Strukturarmut und damit auch geringer Artenreichtum der Tiere sind typisch. Um solche Systeme zu erhalten und die gewünschte Produktion zu sichern, muß der Mensch erhebliche Energiemengen einschleusen (Brennstoff-gestützte Agro-Ökosysteme, ODUM & REICHHOLF 1980).

Schließlich bleiben noch die urban-industriellen Ökosysteme, in denen hochkonzentrierte Brennstoffenergie die Sonnenenergie so gut wie vollständig ersetzt. Wohnsiedlungen, Industrie und Verkehrsanlagen bestimmen das Bild.

Die Übergänge zwischen diesen Stufen der zunehmenden Einflußnahme des Menschen sind in unserer Kulturlandschaft im weiteren Sinn nicht nur fließend, sondern die unterschiedlichen Systeme sind auch häufig mehr oder minder eng miteinander verzahnt. In der Regel bilden naturnähere Räume bzw. die in ihnen existierenden Lebensgemeinschaf-



Abb. 7. Naturfernes Ökosystem Agrarlandschaft. Typischer Brutvogel: Feldlerche. Je nach Strukturangebot u.a. auch Rebhuhn, Goldammer, Schafstelze, Kiebitz (Foto K. HAARMANN).



Abb. 8. Naturfernes Ökosystem Fichtenforst. Brutvögel: Tannenmeise, Haubenmeise, Buchfink, Sommer- und Wintergoldhähnchen (Foto E. BEZZEL).



Abb. 9. Urbanes Ökosystem Wohnblockzone. Brutvögel: Haussperling, Hausrotschwanz, Amsel, Türkentaube, Grünling, Mauersegler (Foto E. Bezzel).

ten Inseln der Vielfalt in der Einförmigkeit der sie umgebenden intensiv genutzten Ökosysteme (Reichholf 1978). Dies gilt für den Grüngürtel der Großstädte und menschlichen Ballungsräume ebenso wie für Feldgehölze, extensiv genutzte Weiden oder Brachflächen in der industriell genutzten Agrarlandschaft oder Mischwaldinseln im monostrukturierten Wirtschaftswald. Besondere Bedeutung kommt naturnahen Feuchtwiesen, Auwäldern, Binnengewässern oder Moorresten zu.

Als Ökozellen in der Agrar-, Siedlungs- oder Industrielandschaft sollten solche Flächen dazu beitragen, das natürliche Potential von Arten zu bewahren. Sie bilden damit Refugien für Pflanzen- und Tierarten, die in der naturfernen Produktionslandschaft zumindest nicht auf Dauer überleben könnten. Häufig werden im praktischen Sprachgebrauch bereits Landschaftselemente oder -bestandteile, wie Hecken, Tümpel, Einzelbäume, Bachläufe, Brachflächen als Ökozellen bezeichnet, die miteinander im Verbund ein mehr oder minder dichtes Netz bilden sollen, um ihrer Funktion gerecht werden zu können. Auf höherer Ebene mit größeren Einheiten arbeiten Biotop-Verbundsysteme, die entweder eine räumliche oder funktionelle Zuordnung gleicher Biotope innerhalb eines Landschaftsraumes oder auch als Komplexe verschiedener Biotope verstanden werden können (Erz 1981). Bei nicht zu hohen Mindestabständen der Habitate für einzelne Arten, wobei natürlich Verbreitungsmuster, Aktionsradius usw. im einzelnen zu berücksichtigen sind, und ausreichender Größe solcher »Knotenpunkte« kann das Netz eines solchen Biotop-Verbundsystems in Vernetzung mit der Umgebung eine wichtige Ausgleichsfunktion besitzen. Gerade Vögel mit ihrer hohen Beweglichkeit demonstrieren besonders augenfällig die Ausstrahlungen derartiger Inseln auf die umgebenden Flächen. Es ist daher wenig sinnvoll, solche Biotope oder Landschaftselemente sehr un-

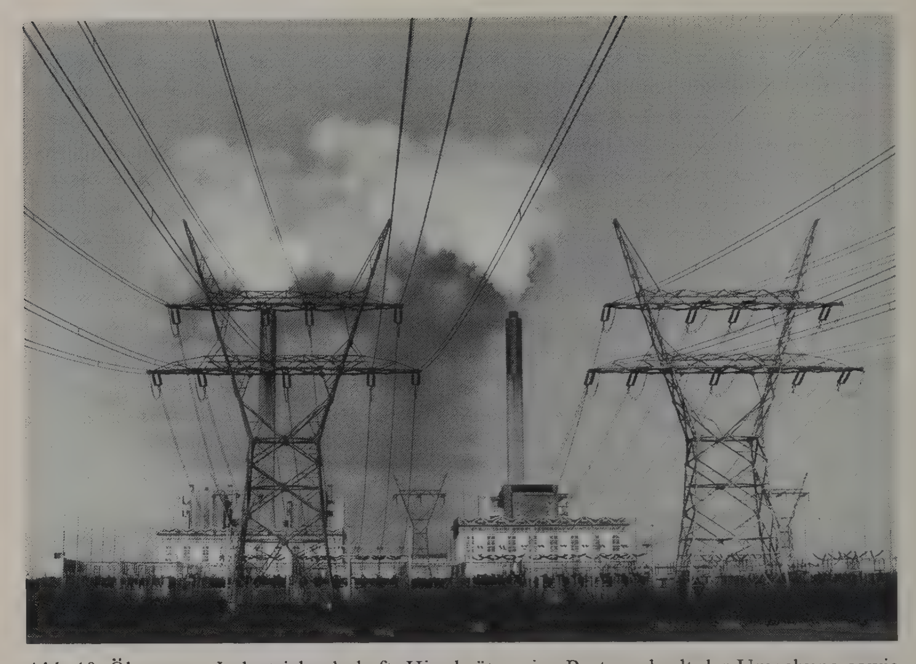


Abb. 10. Ökosystem Industrielandschaft. Hier brüten eine Restvogelwelt der Umgebung sowie synanthrope Vogelarten und je nach Flächenstruktur Ödlandarten.
Anmerkung zur Abb. 9 und 10: Naturferne wird nicht durch ein paar Bäume und Büsche aufgehoben! (Foto E. Bezzel).

terschiedlicher Größe und Struktur aus der Betrachtung der Kulturlandschaft auszugliedern. Das Konzept von Biotop-Verbundsystemen im lokalen, regionalen aber auch überregionalen Maßstab bildet eine wichtige Grundlage des Artenschutzes und hat mittlerweile auch in grundlegende Übereinkommen und Gesetzeswerke ausdrücklich Eingang gefunden (z. B. EG-Vogelschutz-Richtlinie vom 2. April 1979). Naturschutzgebiete sind häufig wie (meist zu kleine!) Inseln in die Kulturlandschaft eingebettet und keineswegs bereits als Inselsysteme in einen funktionellen Zusammenhang eingebunden. Wir wissen noch nicht einmal, welche Anteile des Artenspektrums der Fauna und Flora von den bestehenden Schutzgebieten profitieren und für welche Bestandteile noch Reservate eingerichtet werden müssen, ganz abgesehen davon, daß wir für viele Arten noch keine konkrete Vorstellungen über die notwendigen Mindestareale zur Erhaltung stabiler Populationen besitzen (vgl. Abschnitte 7.3.3 u. 8.3.4).

2.3 Dynamik in der Kulturlandschaft

Die vorstehend kurz skizzierte Zustandsform der Kulturlandschaft und die sie bestimmenden Ökosysteme bilden zwar für den Augenblick ein scheinbar statisches Neben- und Miteinander, sind jedoch raschen und heute zunehmend beschleunigten Änderungen unterworfen. In unserer Kulturlandschaft ist der Mensch zum wichtigsten faunenbildenden Faktor geworden. Das bedeutet, daß Vorgänge, die ehedem in geologischen Zeiträumen abliefen, auf Jahrzehnte, ja sogar Jahre zusammengedrängt werden und als Folge

immer neuer umfassender menschlicher Eingriffe die Fauna sich in einem bisher nicht dagewesenen Umwälzungsprozeß befindet (REICHHOLF in BUCHWALD & ENGELHARDT 1978). Dabei geht es nicht nur um das Verschwinden und Neuauftreten einzelner Arten, sondern um Veränderungen im Funktionsgefüge tierischer Biozönosen. Neue Artengleichgewichte stellen sich ein, bestehende werden aus ihrem Grundzustand ausgelenkt und in stark fluktuierende Stadien übergeführt, in denen selbst in ihrem Bestand wesentliche Arten innerhalb kurzer Zeiträume ausgetauscht werden. Einzelne Entwicklungen können hier nur kurz angedeutet werden (s. auch Kap. 5).

Die Landwirtschaft hat seit dem Mittelalter durch Rodungen neue Lebensräume in großen zusammenhängend bewaldeten Gebieten geschaffen und damit sicher die Artenvielfalt gefördert (z.B. NUORTEVA 1971, REICHHOLF 1976c; vgl. auch Abschnitt 5.1). Durch die zunehmende Industrialisierung der Landwirtschaft im 20. Jahrhundert verkehrte sich diese Entwicklung ins Gegenteil als Folge von Vereinheitlichung komplexer Biotopstrukturen oder des Einsatzes von Stoffen, die dem Naturhaushalt bisher ganz fremd waren oder zumindest in den eingebrachten hohen Konzentrationen fehlten. Viele kleine Veränderungen und Eingriffe in der Landnutzung summieren und potenzieren sich. Die Entwicklung ist keineswegs abgeschlossen, sondern beschleunigt sich eher. In neuester Zeit sind die Auswirkungen der zunehmenden Intensivierung der Landnutzung immer gravierender geworden. Der Rückgang des Rebhuhns oder die kritische Situation vieler Wiesenvögel ist nur ein Hinweis darauf. Die historische Entwicklung, wie die Einführung vieler Kulturpflanzen, die Haltung von Haustieren (deren Biomasse in Mitteleuropa jene der Wildtiere in der Regel übertrifft) oder die Ausbreitung von Begleitpflanzen (»Unkräuter«) hat in den letzten Jahrzehnten ganz neue Richtungen erhalten und vor allem eine enorme Beschleunigung der Dynamik. In Feldkulturen führten agro-technische Maßnahmen, wie verstärkte Düngung (Zunahme des Mineraldüngerverbrauchs in Westeuropa seit 1951 knapp verdreifacht; Global 2000), Saatgutbehandlung, veränderter Fruchtwechsel und Bodenbearbeitung, Einsatz von Herbiziden usw. zu einer starken Verminderung in Biomasse und Artenzahl der Begleitpflanzen der Agrarlandschaft und damit auch der Wirbellosenfauna. Hinzu kommen große Einförmigkeit der Strukturen durch Erhöhung der Produktion bestimmter Kulturpflanzen auf großen einheitlich behandelten Flächen, großflächiges Vordringen neuer Kulturpflanzen (z.B. Mais), Verschwinden traditioneller Wirtschaftsformen (z.B. im Obstbau), Beunruhigung der Wirbeltiere durch maschinelle Bearbeitungsmethoden, rasche Entnahme des Erntegutes und des pflanzlichen »Abfalls«, erhöhtes Tempo der Fruchtfolge usw. (s. Abschnitt 5.4.2).

Im Grünland fördert Mahd die Einförmigkeit der Vegetation. Mehrmalige Mahd schaltet bereits viele Kleintiere aus, die von Blüten abhängig sind. Für die Vogelwelt wirkt sich heute die Verdrängung der Heuwiesen durch Silage-Erzeugung mit Vorverlegung des ersten Schnittes und größerer Zahl von Mahden pro Jahr sowie der Einsatz von Maschinen (z.B. Kreiselmäher), aber auch der Einsatz von Mineraldünger auf Grünlandflächen einschneidend aus. Das Problem der Wiesenvögel ist z.B. eine zentrale Artenschutzfrage in der Kulturlandschaft geworden.

Abgesehen von diesen Tendenzen oder Veränderungen der Struktur auf landwirtschaftlich genutzten Flächen lassen sich auch Trends in der großräumigen Verteilung von Flächennutzungen erkennen (Quelle: Global 2000): 1970 nahm Wald rund 39% der Landfläche Mitteleuropas ein, davon 80% ausbeutungsfähig. Eine Prognose für das Jahr 2000 veranschlagt 43% Waldfläche, davon 85% ausbeutungsfähig. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche hat im westlichen Europa dagegen seit 1951/55 abgenommen; gleichzeitig steigt der Bodenbedarf für nichtlandwirtschaftliche Zwecke. Weitere Intensivierung der Landwirtschaft auf der verbleibenden Fläche wird die Folge sein.

Als Beispiel der Zusammensetzung einer modernen Kulturlandschaft sei die Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland nach Nutzungswerten und Begriffsbestimmungen aufgeführt (Quelle: Stat. Bundesamt); die Übersicht betrifft das Jahr 1979:

Nutzungsart	Begriffsbestimmung	1000 ha	Anteil in %
Gebäude und Freifläche	Flächen mit Gebäuden und baulichen Anlagen sowie unbebaute Freiflächen (Freiflächen), die Zwecken der Gebäude untergeordnet sind. Zu den unbebauten Flächen zählen Vorgärten, Hausgärten, Spielplätze, Stellplätze und andere Flächen, es sei denn, daß sie wegen eigenständiger Verwendung nach ihrer tatsächlichen Nutzung auszuweisen sind	1 288	5,2
Betriebsfläche	Unbebaute Flächen, die vorherrschend gewerblich, industriell oder für Zwecke der Ver- und Entsorgung genutzt werden	131	0,5
Erholungsfläche	Unbebaute Flächen, die vorherrschend dem Sport, der Erholung oder dazu dienen, Tiere oder Pflanzen zu zeigen	123	0,5
Verkehrsfläche	Flächen, die dem Straßen-, Schienen- oder Luftverkehr dienen	1 138	4,6
Landwirtschaftsfläche	Flächen, die dem Ackerbau, der Wiesen-Weidewirtschaft, dem Gartenbau oder dem Weinbau dienen	14 091	56,7
darunter Moor	Unkultivierte Flächen mit einer mindestens 20 cm starken oberen Schicht aus vertorften oder vermoorten Pflanzenresten, soweit nicht Abbauland	117	0,5
Heide	Unkultivierte, sandige, meist mit Heidekraut oder Ginster bewachsene Flächen	79	0,3
Waldfläche	Flächen, die mit Bäumen und Sträuchern bewachsen sind und hauptsächlich forstwirtschaftlich genutzt werden, auch Waldblößen, Pflanzgärten, Wildäsungsflächen und dgl.	7 318	29,4
Wasserfläche	Flächen, die ständig oder zeitweilig mit Wasser bedeckt sind, gleichgültig, ob das Wasser in natürlichen oder künstlichen Betten abfließt oder steht, auch Böschungen, Leinpfade und dgl.	425	1,7
Flächen anderer Nutzung	Flächen, die nicht mit einer der vorgenannten Nutzungsarten bezeichnet werden können	352	1,4
darunter Unland	Flächen, die nicht geordnet genutzt werden, wie Felsen, Steinriegel, größere Böschungen Dünen, stillgelegtes Abbauland	155	0,6
Gesamtfläche		24 864	100

Tab. 2.1. Änderungen der Nutzungsarten auf der Fläche der Bundesrepublik Deutschland und der DDR (Quelle: Stat. Jahrbücher). Zahlen in Mill. ha

DDR	1950	1955	1960	1965	1970	1975	1978
Wald	2,90	2,94	2,96	2,95	2,95	2,95	2,95
Acker	5,02	4,99	4,85	4,72	4,62	4,70	4,78
Grünland	1,30	1,26	1,36	1,44	1,47	1,36	1,24
Ödland	0,10	0,15	0,082	0,084	0,082	0,075	0,071
Gewässer	0,22	0,20	0,20	0,21	0,21	0,22	0,22

Bundesrepublik Deutschland	1938	1960	1965	1970	1975	1978
Wald	6,95	7,10	7,18	7,17	7,17	7,22
Acker	8,61	7,98	7,65	7,54	7,54	7,51
Grünland	5,53	5,65	5,71	5,50	5,25	5,17
Ödland	0,93	0,70	0,64	0,67	0,82	0,64
Moorfläche	0,30	0,19	0,17	0,17		0,15
Gewässer	0,36	0,41	0,42	0,44	0,46	0,45

Wie Tab. 2.1 erkennen läßt, hat auch auf der Fläche Deutschlands unabhängig von politischen Grenzen die Waldfläche in den letzten 25 Jahren leicht zugenommen, die landwirtschaftlich genutzten Anteile sind dagegen geringer geworden. Mit diesen Änderungen sind aber auch Umverteilungen verbunden; entgegen dem Trend des Rückgangs der landwirtschaftlichen Nutzfläche hat z.B. in der Bundesrepublik die Fläche für den Getreideanbau (einschließlich Körnermais) neuerdings zugenommen (Abb. 11). Für die

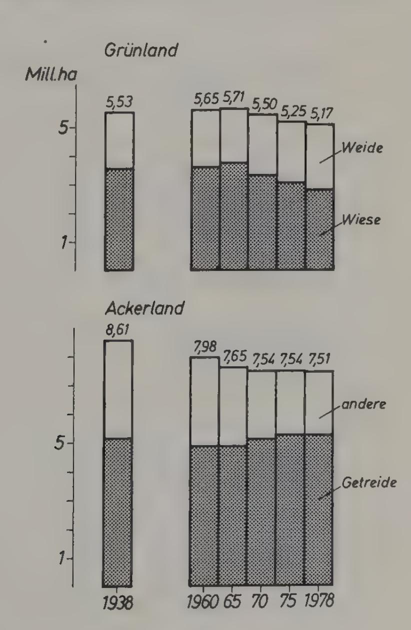


Abb. 11. Nutzungsanteile der Landwirtschaftsfläche auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland (Quelle: Stat. Jahrbuch 1980).

Avifauna entscheidende Änderungen liegen aber besonders im Bereich derjenigen kleinen Flächenanteile, die in den üblichen Statistiken am Rande oder zu Sammelbegriffen vereinigt rangieren. Seit 1938 ist nach Tab. 2.1 die Fläche der Moore um 50% zurückgegangen, die der »Ödländer« (was immer die Statistik darunter verstehen mag) um 30%!

Im Gegensatz dazu sind folgende Zunahmen des Flächenanteils in der Bundesrepublik Deutschland für die Zeit von 1958 bis 1976 anzunehmen: Gebäude- und Hofflächen für Wohnung, Industrie, Dienstleistung von 3,1 auf 4,8%; Verkehrsflächen von 3,9 auf 4,7%; Flächen für Park- und Grünanlagen, Ziergärten, Friedhöfe, Sport-, Flug- und Militärübungsplätze von 0,9 auf 1,5%. Die insgesamt 1386 Naturschutzgebiete der Bundesrepublik mit etwas über 200000 ha nehmen dagegen nur 0,83% der Gesamtfläche ein, stellen also nicht einmal ein Fünftel der für den Verkehr benötigten Flächen dar (Quelle: BFANL Oktober 1980).

Vorhersagen schätzen für Mitteleuropa weitere Zunahme der Wald- und Wohnfläche und vor allem eine Ausweitung der Stadtlandschaft und eine Zersiedlung der Landschaft außerhalb der menschlichen Verdichtungsräume, die nicht zuletzt auch durch große Industrieverlagerungen und Verkehrsanlagen gefördert werden.

Weitere Vorgänge, die für die starke Dynamik in den Biozönosen der Kulturlandschaft von Bedeutung sind, seien hier nur angedeutet, wie der gerade auch für die Vogelwelt entscheidende Komplex Freizeit, Erholung und Fremdenverkehr, der steigende Wasserbedarf im Zusammenhang mit wasserbaulichen Maßnahmen und das Abfallproblem mit zunehmender Eutrophierung als Folge (s. Abschnitt 5.4).

Durch die sich abzeichnende wirtschaftliche Entwicklung für die 80er Jahre werden zwar einige der Trends den vorhergesagten Umfang nicht erreichen. Insgesamt wird jedoch eine weitere Beschleunigung der Dynamik eintreten, zumal einige großräumige Projekte, die das Gefüge großer Landschaftsräume entscheidend ändern, bereits im fortgeschrittenen Stadium sind und ganz generell der Zwang zu intensiver Nutzung des Bodens zunimmt.

2.4 Die wichtigsten Biotope der Kulturlandschaft im Überblick

In der nachfolgenden Übersicht, die sich im wesentlichen auf die Zusammenstellung von E. & H. Blana (1974) sowie Heydemann & Nowak (1980) stützt, sind die für Avizönosen wesentlichen Biotope der Kulturlandschaft erfaßt und grob eingeteilt. Meer und Meeresküste (litoral) wurden nicht berücksichtigt.

1 Ökosystemkomplex der stehenden Binnengewässer
1.1 Seenbiotope
1.1.1 Oligotropher See
1.1.2 Mesotropher See
1.1.3 Eutropher See
1.1.4 Dystropher See
1.2 Weiherbiotope
1.3 Künstliche Gewässerbiotope
1.3.1 Stausee
1.3.2 Teich
1.3.3 Rieselfeld
1.3.4 Abgrabungsgewässer (Sand- und Kiesgruben usw.)

2 Ökosystemkomplex der fließenden Binnengewässer
2.1 Fluß- und Bachbiotope
2.1.1 Rasch fließender Bach (Forellenregion)
2.1.2 Ober- bzw. Mittellauf von Flüssen
2.1.3 Unterlauf von Flüssen
2.2 Künstliche Gewässerbiotope
2.2.1 Kanäle, Gräben
2.2.2 Flußstauungen (s. auch 1.3.1)

3 Ökosystemkomplexe der Röhrichte, Riede, Hochstaudenfluren, Verlandungsfluren (Grenze Süßwasser-Land)
3.1 See- und Teichröhricht, Flußröhricht
3.2 Großseggenried
3.3 Kleinseggenried
3.4 Hochstaudenfluren
3.5 Niedrigwüchsige Uferzonen
3.6 Vegetationslose Sand-, Kies- und Schlammbänke

4 Ökosystemkomplex der Moore
4.1 Hochmoor
4.2 Flachmoor (mit Übergangsstadien)

5 Ökosystemkomplex der Heiden

6 Ökosystemkomplex der Dünen und Trockenrasen

7 Ökosystemkomplex der Ruderalstellen, des Brachlandes, der Kiesgruben usw.
7.1 Ruderalfluren
7.2 Brachland, Kiesgruben
7.3 Geröllfluren
7.4 Felsen

8 Ökosystemkomplex der Äcker und Feldfluren
9.1 Äcker mit verschiedener Frucht (weitere Unterteilung möglich)
8.2 Weinkulturen
8.3 Obstkulturen (Strauchkulturen)
8.4 Baumschulen
8.5 Sonderkulturen, ackerartig genutzte Gärten usw.

9 Ökosystemkomplex des Grünlandes
9.1 Wiesen- und Weidenbiotope
9.1.1 Frischwiesen und Weidenbiotope
9.1.2 Feuchtwiesenbiotope (bewirtschaftete Flachmoor-Wiesen)
9.1.3 Streuwiesenbiotope
9.2 Grünlandbiotope der Dämme, Wallanlagen, Deiche usw.
9.3 andere

10 Ökosystemkomplex der Gebüsche, Feldgehölze und Hecken
10.1 Gebüsch, Waldsaum-Heckenbiotope
10.2 Brachliegender Weinbergbiotop
10.3 Obstbaumgruppen (Streuobstwiesen)
10.4 Alleen, Baumreihen
10.5 Straßenrand-Gebüschpflanzungen

11 Ökosystemkomplex der Waldtypen
Hier ergeben sich aus ornithologischer Sicht verschiedene Einteilungsmöglichkeiten, einmal nach Zusammensetzung der wichtigsten Baumarten, zum anderen nach Alter und Struktur
11.1 Laub- und Laubmischwälder
11.2 Nadelwald und nadelbaumbeherrschte Mischwälder
11.3 Gehölzbiotope der Auen, Feucht- und Naßstandorte, Bruchwälder
11.4 Einteilung nach Alter:
11.4.1 Schonung
11.4.2 Jungwuchs
11.4.3 Mittelstadium
11.4.4 Altbestand
11.4.5 Gemischte Altersstruktur
11.5 Einteilung nach Struktur bzw. Ausdehnung
11.5.1 Lichter Wald
11.5.2 Großräumiger Wald
11.5.3 Kleinwälder
11.6 Einteilung nach Intensität der Nutzung
11.6.1 Extensiv oder nicht bewirtschafteter Wald
11.6.2 Intensiv bewirtschafteter Wald

12 Ökosystemkomplex der Gärten und Parks
12.1 Einzelbäume und Baumgruppen im Siedlungsbereich
12.2 Hecken und Gebüsche im Siedlungsbereich
12.3 Kleingärten, Ziergärten, Gärtnereien
12.4 Parks und Friedhöfe
12.5 Stadt- und Parkrasenflächen

13 Ökosystemkomplex der Siedlungen und Bauten
13.1 Einzelgehöfte
13.2 Einzelbauten, auch technischer Art; Ruinen
13.3 Lockere Siedlung (wenig bebautes Gebiet)
13.4 Dorf
13.5 Kleinstadt
13.6 Großstadtkern
13.7 Industrieanlage
13.8 Verkehrsgelände

In dieser unvollständigen Aufstellung, die nur der Übersicht dient, können geographisch bedingte Sonderbiotope (z.B. Macchia, alpine Matten, Karstflächen usw.) noch eingefügt werden. Für eine genaue Beschreibung der Lebensräume der Vogelwelt haben E. & H. Blana (1974) einen Biotopschlüssel erarbeitet; für quantitative Bestimmungen der einen Biotop oder ein Habitat zusammensetzenden Elemente existiert eine große Anzahl entsprechender Spezialarbeiten (z.B. Cyr & Oelke 1976, Blana 1978, Erdelen 1978, A. & J. Cyr 1979).

Zusammenfassung

In der Kulturlandschaft hat der Mensch Ökosysteme entscheidend beeinflußt oder gestaltet. Wir finden heute ein Nebeneinander von Ökosystemen unterschiedlichen Natürlichkeitsgrades. Natürliche, vom Menschen nicht beeinflußte Ökosy-

steme sind nur in Resten an wenigen Stellen Mitteleuropas vorhanden. Urban-industrielle Ökosysteme stehen als vom Menschen total gestaltete Systeme am anderen Ende der Skala. Naturnahe Biotope oder Landschaftselemente spielen häufig eine wichtige Rolle als »Ökozellen«.

Die Kulturlandschaft unterliegt einer starken Dynamik, die sich in den letzten Jahrzehnten beschleunigt hat. Ab- und Zunahme von Tierarten und die Einstellung neuer Artengleichgewichte vollziehen sich heute oft in sehr kurzen Zeiträumen. Änderungen des Flächenbedarfs für einzelne Nutzungsformen und Intensivierung der Methoden der Nutzung sind die Ursachen hierfür.

Der Katalog der zoologisch wichtigsten Ökosystemkomplexe in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft enthält abgesehen von Meer und Meeresküsten etwa 13 größere Komplexe, die im einzelnen allerdings sehr unterschiedliche Flächenanteile beanspruchen.

3 Beschreibung des Vorkommens der Vögel in Raum und Zeit

3.1 Status

Vögel können zu ganz verschiedenen Jahreszeiten und zu verschiedenen Zwecken ein Gebiet aufsuchen und dies dazu noch mit sehr unterschiedlicher Regelmäßigkeit im Laufe der Jahre. Abb. 12 zeigt an einem kleinen Ausschnitt des Artenspektrums einer fast täglich kontrollierten Fläche einige Möglichkeiten des Zeitmusters der Anwesenheit in einer 14jährigen Beobachtungsreihe. Die Unterschiede sind so groß, daß sich selbst manche der regelmäßig auftretenden Arten kaum begegnen. Will man die Vogelwelt unterschiedlicher Gebiete miteinander vergleichen, bedarf es daher neben einer Liste der vorkommenden Vogelarten zumindest einer kurzen Status-Beschreibung jeder Art. Ein häufig verwendeter Vorschlag der Terminologie unterscheidet folgende Kategorien:

1. Brutvögel: Vogelarten, die im Gebiet mindestens gelegentlich oder einmal brüten.
1.1 Regelmäßige Brutvögel nisten alljährlich im Gebiet. Je nach Dauer ihrer Anwesenheit im Jahreslauf können unterschieden werden
1.1.1 Jahresvögel (alljährlich brütende Arten, die ganzjährig im Gebiet anzutreffen sind) und
1.1.2 Sommervögel (alljährlich brütende Arten, die nur im Sommerhalbjahr auftreten).
1.2 Unregelmäßige Brutvögel brüten nicht alljährlich, können aber durchaus jährlich zu beobachten sein. Auch bei ihnen ist natürlich zwischen Jahres- und Sommervögeln zu unterscheiden.
1.3 Ehemalige Brutvögel sind vor oder im Untersuchungszeitraum im Gebiet als Brutvögel verschwunden, können aber durchaus noch als Gäste auftreten.

2. Arten der Gruppe 1.2 oder 1.3 sowie viele weitere können als Durchzügler oder Gäste im Gebiet auftreten. Die Unterscheidung dieser beiden Begriffe ist unklar. SCHERNER (1977) möchte die beiden Kategorien nach der Aufenthaltsdauer definieren: Durch-

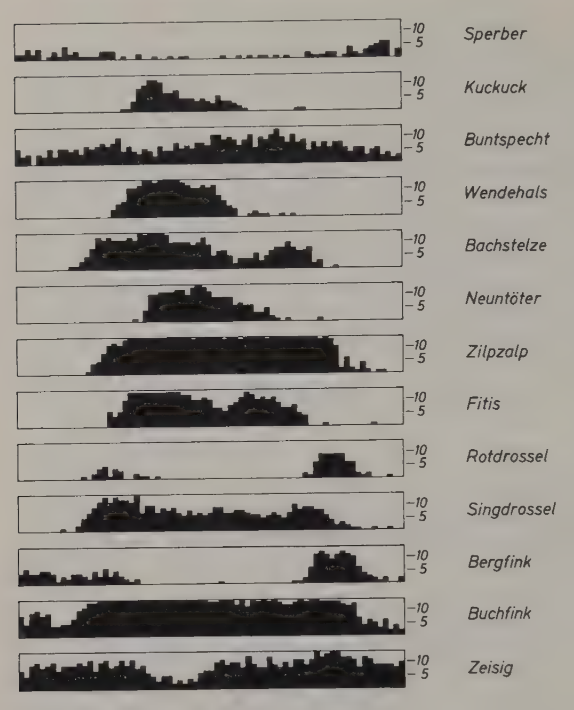


Abb. 12. Zeitmuster der Anwesenheit einiger Vogelarten auf einer Kontrollfläche von 5 ha bei Garmisch-Partenkirchen. Gemessen wurde die Anwesenheit in Pentaden bei fast täglicher 14jähriger Kontrolle. Das theoretisch mögliche Maximum bei dauernder Anwesenheit ist durch das liegende Rechteck umgrenzt; die tatsächliche Anwesenheit der Art gibt der geschwärzte Teil wieder. Jede Säule entspricht einer Pentade; rechts Zahl der Jahre.

zügler halten sich nur kurz, Gäste länger im Gebiet auf. Dies entspricht sicher weitgehend dem Sinngehalt der beiden Begriffe, doch können auch nicht durchziehende Vögel (z.B. Gäste aus Nachbargebieten) kurzfristig auftreten und Durchzügler länger als 7 Tage (so der Abgrenzungsvorschlag SCHERNERS) verweilen.
2.1 Regelmäßige Gäste und Durchzügler erscheinen alljährlich.
2.2 Unregelmäßige Gäste und Durchzügler tun dies nicht.

Die vorstehende Terminologie und Einteilung ist für mitteleuropäische Verhältnisse in mehr oder minder abgewandelter Form üblich und durchaus zweckmäßig. Schwierigkeiten bereitet die Tatsache, daß viele Vogelarten mehreren Kategorien zuzuordnen sind und manche sich nicht oder nur durch Zusatzinformationen (z.B. »Invasionsvogel«) sinnvoll in dieses Schema der Statusbeschreibung einfügen lassen. Bei manchen Untersuchungen (z.B. quantitativen Bestandserhebungen auf kleineren Flächen) werden allerdings nicht einmal Brutvögel von Gästen klar unterschieden. Man spricht vielfach von Sommervögeln und meint damit die zur Brutzeit anwesenden Vogelindividuen und damit in erster Linie die Brutvögel. Einer Erweiterung oder Veränderung des Vokabulars in Anpassung an örtliche Verhältnisse oder auch an den Kenntnisstand (z.B. Sommergast, Wintergast usw.) steht nichts im Wege. Nur sollten in Publikationen alle verwendeten Statusbeschreibungen klar definiert sein und vor allem die verwendeten Termini keinen Sachverhalt vortäuschen, der gar nicht belegt ist (z.B. »Standvogel« statt »Jahresvogel«). Zur Definition der Regelmäßigkeit empfiehlt sich die Angabe des Zeitraums, innerhalb dessen der Grad der Regelmäßigkeit gewertet wird.

Sofern nicht anders angegeben, wird in diesem Buch in erster Linie nur zwischen Brutvögeln und Gästen unterschieden. Letzterer Ausdruck faßt alle nichtbrütenden Arten eines Gebietes zusammen.

3.2 Häufigkeit

In zusammenfassenden Übersichten wird heute üblicherweise die Häufigkeit der einzelnen Arten in Häufigkeitsklassen angegeben, die einer logarithmischen Skala folgen. Dies hat den Vorteil, daß die Klassenbreiten nach oben größer werden und damit gleichfalls anwachsende Schätz- und Zählfehler bei sehr häufigen Arten weniger ins Gewicht fallen. Die Zahl solcher Häufigkeitsklassen hängt vom Umfang und der Genauigkeit der Unterlagen ab, die man über die Zahl der Individuen im Untersuchungsgebiet hat. Meist liegen nur von seltenen Arten mehr oder minder genaue Gesamtzahlen vor; bei häufigen muß man aus Teilzählungen hochrechnen. Auch Gastvögel kann man nach Häufigkeitsklassen quantitativ einordnen, wobei allerdings immer gesagt sein sollte, ob es sich bei der Größenordnung um Maxima oder Mittelwerte, Tages- oder Saisonwerte usw. handelt.

Alle Vogelarten auf einer größeren Fläche oder gar in einem Landschaftsraum mit hinreichender Genauigkeit zu zählen, ist unmöglich und in vieler Hinsicht auch gar nicht sinnvoll. Selbst auf kleinen Flächen ist eine genaue quantitative Erfassung aller Arten, und sei es nur der Brutvögel, schwer, wenn überhaupt, zu erreichen. Methoden einer möglichst genauen Bestandsaufnahme aller Arten sind z.T. sehr arbeitsaufwendig und abgesehen von besonderen Fragestellungen auf kleinen Flächen im Hinblick auf das zu erwartende Ergebnis arbeitsökonomisch oft auch fragwürdig. Auf größeren und/oder reich strukturierten Flächen (z.B. Mischwald, Auwald) ist die notwendige Genauigkeit nicht mehr zu erreichen, zumal bei artenreichen Vogelgesellschaften. Es fragt sich auch, ob es wirklich sinnvoll ist, Zahlen über alle Arten ungeachtet ihrer Körpergröße, Siedlungsweise, Populationsdynamik und brutbiologischen Eigentümlichkeiten ermitteln zu wollen. Die Diskussion über Genauigkeit und Zweckmäßigkeit von Zähl- und Erhebungsmethoden ist daher noch in vollem Gange. Sie hat bis jetzt ergeben, daß die unterschiedlichen Methoden mit z.T. nicht unerheblichen Ungenauigkeiten meist unbekannter Größe zu kämpfen haben, die auf ganz unterschiedliche Ursachen zurückzuführen sind. Fest steht ferner, daß mit einer einzigen Erhebungsmethode nicht alle Arten und schon gar nicht unterschiedliche Fragestellungen erarbeitet werden können. Methodik, Arbeitsaufwand und angestrebte Genauigkeit werden sich also den jeweiligen Anforderungen des Untersuchungsgebietes, der Jahreszeit, der Fragestellung usw. anzupassen haben. Da der Vogelbestand auch während der Brutzeit in einem Gebiet nicht über längere Zeit konstant bleibt, fragt sich ohnehin, ob der für eine Brutsaison ermittelte Bestand mit größtmöglicher Genauigkeit ermittelt werden soll, da er real ja nur für einige Tage oder Wochen existiert und/oder die ermittelten Brutpaare oder revierbesitzenden Männchen der einzelnen Arten das Gebiet gar nicht gleichzeitig besetzen. In dem der Abb. 12 zugrunde liegenden Untersuchungsgebiet verlassen z.B. die Stare mit ihren flüggen Jungen die Fläche in der Regel, bevor Berglaubsänger oder Gartengrasmücke, ebenfalls regelmäßige Brutvögel, ihr Gelege vollendet haben.

Die Diskussion um Methodik und Genauigkeit von Bestandsaufnahmen ist ein weites und vielseitiges Feld geworden. Grundsätzlich werden absolute und relative Erhebungsmethoden empfohlen und praktiziert, in Anpassung an unterschiedliche Gebietsverhältnisse, Arbeitsmöglichkeiten und Fragestellungen. Da in den folgenden Kapiteln häufig

viele Einzelergebnisse aus unterschiedlichen Bestandsaufnahmen, deren Genauigkeit schon im einzelnen kaum abschätzbar ist, zusammengefaßt werden müssen, sind die Angaben über Bestandsgrößen in der Regel als mehr oder minder genaue Schätzungen zu betrachten, die aber häufig ausreichen, um Unterschiede, allgemeine Tendenzen usw. aufzuzeigen. Selbst für die Bestandszählungen einzelner Arten gilt dies häufig, wenn auch hier die Genauigkeit in der Regel größer ist. Im einzelnen werden zur Frage der Genauigkeit an betreffenden Stellen noch Anmerkungen zu machen sein. Wichtige Arbeiten, die sich mit der Frage von quantitativen Bestandsaufnahmen befassen sind z.B. BERTHOLD 1976, OELKE 1977 a, b, SCHERNER 1977, ERDELEN 1978, SVENSSON 1978, 1979, BLONDEL 1969, 1979, BEZZEL & UTSCHICK 1979.

3.3 Dispersion

Unter Dispersion versteht man die Verteilung von Individuen oder Paaren bzw. Arten im Raum. Man kann die Dispersion auf großen Flächen mit Hilfe der Rasterkartierung darstellen und analysieren. Hierbei wird die Anwesenheit einer Art auf einer Fläche eines Rastergitters, meist Rechteck oder Quadrat, geprüft. Die Rasterfrequenz ist definiert als der prozentuale Anteil der von einer Art besetzten Rastereinheiten. Sie entspricht der Antreffwahrscheinlichkeit einer Art auf einer Probefläche von Rastergröße, die wiederum von der Häufigkeit und Verteilung der Art abhängt. Die Rasterfrequenz ist von der Feinheit des Rastergitters abhängig. In kleineren Gebieten mit großen Rasterflächen werden relativ mehr häufige und allgemein verbreitete Arten die Rasterfrequenz 100 erreichen, also in jeder Rastereinheit nachgewiesen werden können, als in »feinmaschigen« Rastergittern (BEZZEL 1979 a).

In Rastergittern lassen sich z.B. Artenzahlen pro Rastereinheiten vergleichen (s. Abschnitt 7.3.1), aber auch die Dispersion einzelner Arten. Durch Indizes für Identität (vgl. SCHERNER 1977) läßt sich prüfen, ob Arten Gruppen ähnlicher oder gleicher Dispersion in einer Landschaft bilden usw. Die Rasterkartierung eignet sich auch sehr gut für die Abgrenzung und Bewertung von Flächen und Landschaftsräumen. Die Durchführung der Feldarbeiten ist im Vergleich zu anderen Methoden relativ wenig arbeitsaufwendig. Aus diesem Grund hat die Rasterkartierung mittlerweile in der Feldornithologie für die Erarbeitung von nationalen und überregionalen Atlanten, aber auch für Kartierung des Vorkommens einzelner Arten und Gebietsavifaunen weite Verbreitung gefunden. Mit Hilfe der Rasterkartierung lassen sich auch langfristige Bestandsveränderungen gut erkennen. Rasteraufnahmen können auch für die Umrechnung von Bestandszahlen verwendet werden, wenn auf einzelnen Rastern in unterschiedlichen Landschaftsteilen quantitative Aufnahmen durchgeführt wurden. Der Nachteil der Rasterkartierung liegt darin, daß viele detaillierte Fragestellungen nicht oder nur unzureichend bearbeitet werden können, z.B. die Abhängigkeit des Vogelbestandes von einzelnen Landschaftsstrukturen. Bei entsprechender Wahl des Rasters und Anpassung an unterschiedliche Artengruppen lassen sich aber auch in dieser Beziehung sehr weitgehende Aussagen machen. (Wichtige Literatur: z.B. BEZZEL & RANFTL 1974, SCHERNER 1977, UTSCHICK 1978, Orn. Arb. Gem. Ostbayern 1978, BEZZEL & UTSCHICK 1979, BEZZEL 1979 a, BLANA 1979, WINK 1980).

3.4 Kenngrößen des Vogelbestandes

Als *Abundanz* wird die Zahl der Individuen oder Paare einer Art pro Flächeneinheit bezeichnet. Meist bezieht man sie bei Kleinvögeln auf 10 ha, bei Großvögeln auf größere Einheiten. Die Abundanzen aller eine Fläche besiedelnden Arten wird häufig als sogenannte Gesamtabundanz angegeben.

Unter *Dominanz* wird die relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zu den anderen Arten einer Vogelgemeinschaft verstanden. In herkömmlicher Weise unterscheidet man verschiedene Dominanzstufen, nämlich Dominante (über 5%), Subdominante (2 bis 5%), Influente (1 bis 2%) und Rezedente (unter 1%). Die Dominanzverhältnisse können durch verschiedene Indices gekennzeichnet werden. Der Dominanzindex von Mc Naughton

$$D = \frac{100 \cdot y_1 + y_2}{y}$$

addiert die Zahlen für die beiden häufigsten Arten ($y_1 + y_2$) und dividiert sie durch die Gesamtzahl aller Arten (y). Er nimmt in der Regel mit zunehmender Artenzahl ab und ist mit der Diversität negativ korreliert.

Als *Diversität* wird, wenn nicht anders angegeben, die Artendiversität verstanden. Sie beschreibt die Verteilung der Individuen eines Bestandes auf die Arten und ist damit ein Maß für die Häufigkeitsstruktur. Sie errechnet sich nach dem Shannon-Index gemäß

$$H' = - \sum_{i=1}^{s} p_i \log p_i$$

wobei p_i die relative Häufigkeit der iten Art ist (p kann Werte von 0,00 bis 1,0 annehmen; ein Dominanzwert von 10% bedeutet p = 0,1). Für gewöhnlich verwendet man den Logarithmus naturalis. Der Index hängt sowohl von der Artenzahl als auch von der Gleichförmigkeit der Verteilung ihrer relativen Häufigkeiten ab. Ein Maß für die Gleichmäßigkeit der Verteilung, die Evenness, ist der Quotient aus der gefundenen Diversität H' und der maximal möglichen Diversität H'_{max}, also H'/H'_{max}.

Diversitätswerte werden in diesem Buch zur Kennzeichnung verschiedener Vogelgesellschaften und ihrer Veränderungen verwendet ohne weiterreichende Interpretationen (vgl. Lehrbücher der Ökologie; s. ferner Bezzel & Reichholf 1974, Scherner 1977, Erdelen 1978, Odum & Reichholf 1980).

Mit der Beziehung $AH = e^{H'}$ (e = Basis des Logarithmus naturalis; H' = Shannon-Index) kann man die Zahl der Arten berechnen, die bei völliger Gleichverteilung der Individuen nötig wäre, um die gefundene Diversität zu erreichen. Setzt man statt der relativen Häufigkeiten von Arten solche der Abundanz einer Art entlang eines Habitatgradienten ein, so mißt die Größe die Verschiedenartigkeit der Verteilung der Art. Je größer der Wert, desto anpassungsfähiger erweist sich die Art im Bereich des untersuchten Gradienten, je kleiner der Wert, desto spezialisierter tritt die Art auf. Man kann damit also die Spezialisierung einer Art in einem Gradienten (z.B. Vegetationshöhe) messen (Blondel 1979). Der Schwerpunkt der Verbreitung einer Art innerhalb einer Skala, also die Präferenz, läßt sich berechnen gemäß

$$g = n x_n / \Sigma x_n$$

wobei x_1, x_2 .. der Abundanz der Art in Klasse 1,2 ... n entspricht (Blondel 1979).

Unter *Präsenz* einer Art versteht man die prozentuale Anzahl der Gebiete unterschiedlicher Größe des gleichen Biotoptyps, in denen eine bestimmte Art gefunden wird (Rasterfrequenz ist demgegenüber prozentualer Anteil in gleichgroßen Probeflächen).

Die Verschiedenartigkeit der Artenzusammensetzung verschiedener Gebiete oder ein- und desselben Gebietes nach längerer Zeit kann durch verschiedene Gleichungen berechnet werden. Wir berechnen den Artenaustausch (Turnover) gemäß

$$QS = \frac{100\,(a + b)}{a + b + 2c,}$$

wobei a + b die Artenzahl des Gebietes a und b sind, c der beiden Gebieten gemeinsame Artenzahl entspricht (vgl. GLOWACIŃSKI & JÄRVINEN 1975).

Für weiterreichende statistische Analysen (z.B. Cluster-Analyse) muß auf die umfangreiche Literatur verwiesen werden; sie sind nicht Ziel dieses Buches. Wichtige Beiträge liefern z.B. folgende Arbeiten: GLOWACIŃSKI & JÄRVINEN 1975, CODY & DIAMOND 1975, SCHERNER 1977, MULSOW 1977, 1980, ERDELEN 1978, BLONDEL 1979, BAIRLEIN 1981.

Land- und Wasservögel: Die Abgrenzung von Land- und Wasservögel ist nicht immer ganz klar, jedoch für die vergleichende Beschreibung von Vogelgesellschaften, Faunen usw. wichtig. Sie muß daher definiert werden. Wenn von Brutvögel die Rede ist, werden grundsätzlich folgende Gruppen als Wasservögel bezeichnet: Podicipedidae, Phalacrocoracidae, Ardeidae, Threskiornithidae, Anatidae, Rallidae (mit Ausnahme von *Crex*), Recurvirostridae, Laridae, Sternidae. Außerhalb der Brutzeit sind auch fast alle Limikolen (Charadriidae, Scolopacidae) Wasservögel; da viele von ihnen jedoch auf dem Land fernab vom Wasser brüten, werden sie als Brutvögel den Landvögeln zugeschlagen. Im einzelnen notwendige Abweichungen werden jeweils begründet.

4 Die Avifauna im Überblick

Welche Vogelarten in der Kulturlandschaft leben oder in den einzelnen Ökosystemen der Kulturlandschaft eine Rolle spielen, hängt nicht nur von den jeweiligen Lebensbedingungen ab. Vielmehr ist auch die geographische Lage des mitteleuropäischen Raumes entscheidend, und zwar nicht nur im Hinblick auf rein geographische Faktoren, wie z.B. Klima, Bodenerhebungen, Verteilung von Land und Wasser usw., sondern auch in faunengeschichtlicher Hinsicht. So ist die Aufgabe dieses Kapitels, gewissermaßen in ganz grobem Rahmen die Grundaustattung der Vogelwelt des mitteleuropäischen Raumes darzustellen. Erst die Kenntnis des zur Verfügung stehenden Angebots als Ergebnis erdgeschichtlicher, tiergeographischer und ökologischer Faktoren erlaubt uns, die Situation der Vogelwelt in typischen Räumen bzw. Systemen der Kulturlandschaft zu erkennen, insbesondere die Entwicklung in der Gegenwart. Wir stecken mit dieser knappen Übersicht also für die folgenden Betrachtungen einmal den tiergeographischen Rahmen ab, zum anderen die Verteilung der ökologischen Positionen von Arten bzw. Artengruppen. Vereinfachungen und Vergröberungen sind dabei unvermeidlich ebenso wie manche willkürliche Zuordnungen. Die hier getroffenen Einteilungen sind Notbehelfe.

4.1 Artenzahl

Mit Ausnahme typischer Meeresvögel kommen in unserem Kartenausschnitt (Abb. 2) von 1,44 Mill. km^2 327 Vogelarten regelmäßig vor, davon brüten 276 (= 84,4%) auch regelmäßig im Gebiet, während 24 (= 7,3%) im Sommerhalbjahr lediglich als Gäste auf dem Durchzug auftreten. Im Winter weist die Avifauna 164 Arten auf; dies entspricht etwa 50% der Gesamtzahl der Arten und knapp 55% des Artenbestandes im Sommer (Anhang 1). Dabei ist zu bedenken, daß viele der hier genannten Winterarten nur an einigen Stellen des Gebietes regelmäßig anzutreffen sind und auch hier oft nur in Bruchteilen ihrer Population vom Sommer. In dieser Aufstellung sind typische Meeresvögel, also Sturmschwalben, Sturmvögel, Tölpel, Raubmöwen und Alken nicht enthalten, wohl aber alle sonstigen Wasservögel (zur Definition s. Abschnitt 3.4). Durch die gelegentlichen Gäste würde sich die Artenzahl noch sehr stark erhöhen.

4.2 Systematische Gruppen

Die 327 Arten gehören nach der systematischen Aufstellung von Voous (1973, 1977) 58 Familien an; 5 weitere Familien enthalten nur Meeresvögel, die im umgrenzten Raum regelmäßig vorkommen. Die artenreichsten Familien sind Entenvögel (Anatidae) mit 31, Habichtartige (Accipitridae) mit 20, Schnepfen, Strand- und Wasserläufer (Scolopacidae) mit 28 und Grasmückenverwandte (Sylviidae) mit 29 Arten. Je über 10 Arten weisen auch Drosseln (Turdidae) und Finken (Fringillidae) auf (Anhang 1).

Reine Artenzahlen sagen allerdings noch nicht viel über das ökologische Gewicht der einzelnen Gruppen in den Ökosystemen aus. Eine erste Übersicht der Arten zeigt aber z.B., daß bei den Enten (Anatidae) und Limikolen (Charadriidae, Scolopacidae), also bei typischen Wasservögeln und zumindest außerhalb der Brutzeit hauptsächlich am Wasser lebenden Arten, die Zahl der Gäste am höchsten ist. Nur relativ sehr wenige typische Landvögel (z.B. Seidenschwanz, Bergfink, Rotdrossel, Schneeammer, Berghänfling, also alles nordische Arten) treten lediglich als Gäste und in der Regel nicht als Brutvögel auf. Andererseits werden aber viele ansässige Populationen von Landvögeln zu den Zugzeiten oder im Winter durch Angehörige fremder Populationen ersetzt oder ergänzt, so daß bei den meisten Arten Brutvögel und Gäste im Laufe des Jahres zu berücksichtigen sind. Dies wird vor allem beim Studium der Avifauna von Einzelgebieten deutlich (s. Kap. 7). Zeitweise kann dabei die Population der Gäste ein Vielfaches jener der Brutvögel betragen.

Häufig teilt man in tiergeographischen und ökologiscnen Betrachtungen die Vögel in zwei große Gruppen ein, Nichtsingvögel und Singvögel. Die Gründe dafür liegen u.a. in der relativ großen Artenzahl der Singvögel und damit auch in evolutionsökologischen Aspekten. Slud (1976), der sich ausführlich mit dem Verhältnis der Artenzahlen beider Gruppen befaßte, stellt noch eine Reihe von weiteren praktischen und theoretischen Gründen für diese Einteilung zusammen. Nach Austin (1971) bilden die Singvögel (Ordnung Passeriformes) 66% der Arten aller rezenten Landvögel. Das bedeutet, daß 2 Singvogelarten auf einen Nichtsingvogel treffen. Nach der von Slud getroffenen Einteilung der Land- und Wasservögel beträgt der Weltindex Singvögel: Nichtsingvögel unter Berücksichtigung aller Arten bei den Landvögeln 1,94, für Europa 1,97, unter Berücksichtigung lediglich der Brutvögel 1,39. Für das Gebiet der USA ergeben sich 2,08 bzw. 1,82. Kleinere Gebiete weichen je nach Struktur und Artenreichtum mehr oder minder stark

davon ab; so sind SLUDS Werte für Deutschland 1,94 bzw. 1,37, für die Britischen Inseln 2,20 bzw. 2,0 usw. Geographisch und ökologisch bedingte Unterschiede dieser Indexwerte lassen sich in großer Zahl finden und teilweise auch erklären. In Nordamerika konnte z.B. eine positive Korrelation zwischen Artenzahl und Indexwert gefunden werden. Einförmige Landschaften mit geringer Artenzahl, z.B. Präriestaaten, aber auch Trockengebiete, hatten Indexwerte von 1 und geringer, während in artenreichen Gebieten mit viel Gebirgsanteil Werte bis 2,0 erreicht wurden (SLUD 1976 mit vielen weiteren Details). Der Index ist auch flächenanbhängig (SCHERNER 1977). Ohne hier auf diese Zusammenhänge weiter einzugehen sei lediglich angemerkt, daß sich aus solchen Befunden auch kennzeichnende Werte für die Kulturlandschaft ableiten lassen. Im Mittel sind die Singvögel phylogenetisch jünger als die Ordnungen der Nichtsingvögel. Man kann davon ausgehen, daß sie einen modernen Anpassungstyp vor allem an die Vegetation der Landlebensräume darstellen; insbesondere als »Baum-« und »Buschvögel« sind Singvögel an Häufigkeit und Artenreichtum in der paläarktischen Landvogelfauna unerreicht. Vermutlich besitzen sie auch eine größere Anpassungsfähigkeit an wechselnde Umweltbedingungen als viele recht spezialisierte Nichtsingvögel. Aus verschiedenen Ergebnissen der folgenden Kapitel ist abzuleiten, daß Singvögel ganz augenscheinlich mit den durch den Menschen verursachten Änderungen in der Umwelt der Kulturlandschaft in der Regel bis jetzt besser zurechtkommen als viele Gruppen der Nichtsingvögel.

Für das Verhältnis Singvögel: Nichtsingvögel ergeben sich aus Anhang 1 folgende Werte: Alle Arten berücksichtigt 0,69; alle Brutvögel berücksichtigt 0,82. Nach Abzug der Wasservögel sind die entsprechenden Werte 1,14 bzw. 1,32. Wenn wir die etwas gröbere Einteilung von Land- und Wasservögeln nach SLUD (1976) zugrunde legen, ergeben sich für alle Arten 1,84, für die Brutvögel 1,79. Die Werte entsprechen damit der Erwartung.

4.3 Verbreitung der Brutvögel

Die Verbreitung der Brutvögel auf der Fläche des Kartenausschnittes Abb. 2 hängt grundsätzlich vom Vorhandensein geeigneter Biotope und / oder von der Lage der Grenzen des Verbreitungsgebietes der in Betracht kommenden Arten ab. Es ist damit zu rechnen, daß eine Reihe von Arten nur deshalb in geeignet erscheinenden Biotopen fehlt, weil sie jenseits der durch andere Faktoren, z.B. faunengeschichtliche, klimatische usw., bestimmten gegenwärtigen Arealgrenze der Art liegen. Bei Vergleichen verschiedener Landschaftsräume sind solche tiergeographisch bedingten Unterschiede, die nicht oder zumindest nicht unmittelbar durch die Struktur der untersuchten Landschaft erklärt werden, natürlich zu berücksichtigen. Eine größere Zahl von Brutvögeln erreicht in unserem Kartenausschnitt ihre Arealgrenze. Einige von ihnen sind auf kleine Randgebiete beschränkt und können daher bei unseren späteren Betrachtungen generell vernachlässigt werden.

Ein grobes Maß für die Beurteilung der Verbreitung im gewählten Kartenausschnitt ergibt die Prüfung der Anwesenheit jeder Art in den 16 Rastern zu 300 × 300 km der Abb. 2. Wir können mit einer solchen Prüfung die Willkür bei der Wahl des Kartenausschnittes etwas korrigieren und geographische und ökologische Randbereiche, die durch die Grenzziehung zwangsläufig z.B. im Anhang 1 berücksichtigt wurden, wieder eliminieren oder entsprechend gewichten. 110 Arten (= ca. 41 %) brüten in allen 16 Rastereinheiten; fast 49 % sind in mindestens 15 Rasterflächen nachgewiesen und rund 52 % in

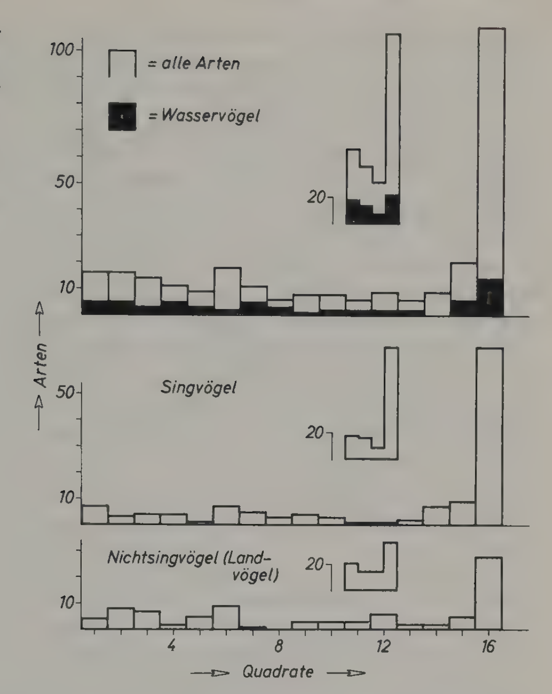


Abb. 13. Rasterhäufigkeiten der Brutvögel im Rastergitter der Abb. 2. Bildeinschub: Verteilung auf Quartile.

mindesten 14. Wir können also etwa die Hälfte aller in Anhang 1 aufgeführten Brutvögel als allgemein verbreitet betrachten. Wie Abb. 13 zeigt, weisen die mittleren Rasterhäufigkeiten die wenigsten Arten auf; die Artenzahlen nehmen gegen unten wieder etwas zu. Unter diesen letzteren Arten müssen wir extreme Habitatspezialisten oder Populationen an den Arealgrenzen vermuten. Etwas über 21% aller Brutvögel sind nur in höchstens 4 Rasterflächen vertreten. 84% dieser 57 Arten sind gegenwärtig ausschließlich in randständigen Rastereinheiten anzutreffen. Dies deutet bereits an, daß die überwiegende Mehrzahl dieser Arten nur noch mit Grenzpopulationen am Arealrand vertreten ist. Eine gewisse Bestätigung dieser Ansicht ist aus Abb. 14 zu entnehmen. Die Zahlen der auf einzelnen Planquadraten im Sektor S und SE nachzuweisenden randständigen Brutvogelarten überwiegen jene der anderen Sektoren bei weitem, obwohl z.B. durch die Küsten-

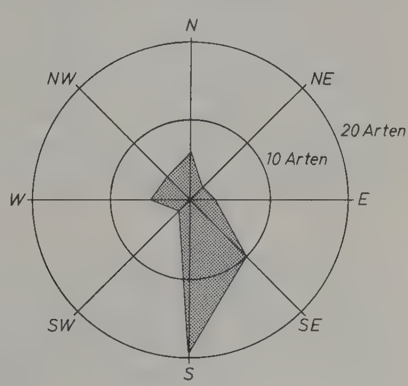


Abb. 14. Verteilung der Brutvogelarten des Gebietes Abb. 2, die nur auf randständige Quadrate beschränkt sind, nach Himmelsrichtungen der betreffenden Quadrate mit positivem Nachweis. Die meisten Arten, die eine Arealgrenze erreichen, sind südliche und südöstliche Arten.

vögel im N ebenfalls ein Schwerpunkt zu erwarten gewesen wäre. Läßt man typische Küstenvögel, wie z.B. einige Seeschwalben und Möwen, außer Betracht, wird sich das Bild noch eindeutiger nach S bzw. SE verschieben. Hier spielt ganz offensichtlich die Barriere der Alpen eine entscheidende Rolle, die das Vordringen südlicher und südöstlicher Arten verhindert, indem sie vor allem die Tiefländer des Po und der Save u.a. von entsprechenden Lebensräumen im Norden der Alpen abschneidet. Analoges gilt auch für den SW; offenbar kommen wenige südliche Arten aus dem Bereich des Kartenausschnittes entlang der Westflanke der Alpen nach Nordosten. Dies zeigt für einige mediterrane Arten u.a. auch der Atlas der Rhône-Alpes von LEBRETON und Mitarbeitern (1977). Die Bedeutung des Alpenhauptkammes als Verbreitungsschranke läßt sich auch aus dem Brutvogelatlas der Schweiz (SCHIFFERLI u.a. 1980) gut erkennen. Für den geringen Anteil der Vorstöße aus Südwesten mag allerdings auch die Verteilung von Land und Meer eine Rolle spielen. Im Süden und Südosten schließen sich Italien und die Balkanhalbinsel an, im Südwesten stoßen wir bald auf die Küste des Mittelmeeres.

Weiteren z.T. sehr interessanten Arealgrenzen kann hier nicht nachgegangen werden, da nur ein grober Überblick beabsichtigt ist. Betont werden muß freilich, daß die Darstellung nur die heutigen Gegebenheiten berücksichtigt und in sehr grobem Rahmen ererfolgt. Einige Arealgrenzen haben sich in jüngster Vergangenheit stark verändert; manche Arten sind auch im Augenblick dabei, Siedlungsflächen aufzugeben bzw. in neue Gebiete einzuwandern, ohne daß hierfür immer die durch den Menschen bedingten Veränderungen in der Landschaft unmittelbar verantwortlich gemacht werden können. Auf einige Detailfragen werden wir noch im Kapitel 5 eingehen.

Grundsätzlich zeigt die Häufigkeitsverteilung der Rasterfrequenzen bei den drei Artengruppen der Abb. 13 das gleiche Muster, wie vor allem die Darstellung der Quartile verdeutlicht. Doch ergeben sich Unterschiede in den relativen Anteilen. Wie zu erwarten finden sich unter den Wasservögeln am wenigsten in allen Quadraten verbreitete Arten. Allerdings ist der Unterschied zu den landbewohnenden Nichtsingvögeln nicht allzu groß. 23% der Wasservögel sind in 16, 33% in mindestens 14 Quadraten vertreten; für landbewohnende Nichtsingvögel sind die entsprechenden Werte 32% bzw. 40%. Das bedeutet also, daß in jedem der 16 Quadrate Gewässer vorhanden sind und mindestens 14 verschiedene Wasservogelarten regelmäßig brüten können. Somit spielen Wasservögel für die Zusammensetzung der Vogelwelt der Kulturlandschaft durchaus eine nicht zu unterschätzende Rolle, einmal ganz abgesehen von den z.T. sehr großen Rastpopulationen außerhalb der Brutzeit.

Singvögel enthalten nicht nur mehr Arten als alle anderen Landvögel zusammen; sie stellen auch den relativ größten Anteil weit verbreiteter Arten. Nicht weniger als 53% brüten in allen 16 Quadraten, etwa 65% in mindestens 14. Das bedeutet, daß unter den allgemein verbreiteten Landvögel das Verhältnis Singvögel : Nichtsingvögel 2,43, unter Einbeziehung der Wasservögel immer noch 1,62 beträgt.

30% der Wasservögel, 24% der landbewohnenden Nichtsingvögel und 14% der Singvögel kommen nur in höchstens 4 Quadraten vor. Diese Anteile entsprechen in der Rangfolge der Werte auch dem oberen Ende der Skala.

4.4 Ökologische Gruppen

In der Ökologie ist es üblich geworden, nicht nur mit systematischen Artengruppen zu arbeiten, sondern auch andere Einteilungen und Gruppierungen vorzunehmen, denn viele Arten spielen ohne Rücksicht auf ihre systematische Zugehörigkeit gleiche oder ähnliche

Rollen in den unterschiedlichen Ökosystemen. Die ökologische Rolle, gewissermaßen den Beruf einer Art, bezeichnet man als ökologische Nische.

Da der Nischenbegriff verschieden angewendet wird, schlagen manche Ökologen (z.B. REMMERT 1980) neuerdings vor, ihn ganz fallen zu lassen, es sei denn, man definiert, was man damit meint. Arten können in unterschiedlichen Habitaten gleiche Funktionen ausüben, also die gleiche ökologische Nische besetzen. Damit ist ganz klar ausgedrückt, daß ökologische Nische keineswegs nur eine räumliche Zuordnung ausdrückt. Man kann die Nische qualitativ beschreiben (z.B. carnivore Bodenvögel, Ansitzjäger auf Wirbeltiere usw.), aber auch quantifizieren. Wenn wir letzteres z.B. mit Hilfe eines Koordinatensystems versuchen, auf dessen Achsen wir die maßgebenden Umweltgrößen abtragen, werden wir bei zwei Umweltgrößen eine Fläche, bei drei ein dreidimensionales Raumgebilde erhalten, das die Nische darstellt. Doch bestimmen meist mehr als 3 Umweltgrößen das Vorkommen einer Art; damit kommen wir in nicht mehr vorstellbare räumliche Bereiche. Die ökologische Nische wird bei der Erfassung von n Nischendimensionen ein n-dimensionaler Hyperraum, der uns dann eine vollständige quantitative Beschreibung der Nische liefert. Eine sehr klare und knappe für die Praxis vollkommen ausreichende Definition der Nische bietet das Ökologielehrbuch von ODUM & REICHHOLF (1980), dem wir hier weitgehend folgen. Einige Begriffe sind aber noch kurz zu erwähnen bzw. zu erklären. Es ist nicht von vornherein wahrscheinlich, daß eine Art ihre theoretische Nische (Fundamentalnische) uneingeschränkt ausfüllen kann. Sie lebt vielmehr unter bestimmten Bedingungen, die ihre Nische einengen (z.B. Anwesenheit von Konkurrenten). Man spricht in diesem Fall von der Realnische. Diese Überlegungen führen uns zum wichtigen Begriff der Nischenbreite, die für verschiedene Nischendimensionen bei ein und derselben Art ganz verschieden sein kann. Erst die Zusammenschau aller Dimensionen gestattet uns dann, Spezialisten mit geringer und Generalisten mit großer Nischenbreite zu unterscheiden. In der Regel sind jedoch Kompromisse zwischen den Extremen verwirklicht. So kann ein Habitatgeneralist ein Nahrungsspezialist sein und umgekehrt. Nach den An-Angaben im Handbuch der Vögel Mitteleuropas (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980) könnte z.B. der Dreizehenspecht als Habitatspezialist gelten mit relativ breiter Nahrungsnische. Umgekehrt tendiert der Wendehals mehr zum Habitatgeneralisten, ist aber ausgesprochener Nahrungsspezialist, der im Winter in Mitteleuropa kein erreichbares Nahrungsangebot findet und daher Zugvogel ist. Die beiden Beispiele gelten zunächst einmal nur unter den Lebensbedingungen der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. Sie deuten weiterhin an, daß die Begriffe Generalist und Spezialist auch hinsichtlich einzelner Nischendimensionen relativ zu werten sind.

Das Nischenkonzept gestattet auch eine Einteilung von Arten nach ökologischen Gesichtspunkten. Arten einer Tiergesellschaft mit hoher ökologischer Ähnlichkeit, die gleiche Gruppen von Umweltressourcen in ähnlicher Weise nutzen, faßt man als ökologische Gilden zusammen. Die systematische Stellung der Arten wird dabei nicht berücksichtigt. Innerhalb ökologischer Gilden dürfte wegen der Ähnlichkeit der Ansprüche ihrer Glieder größere Konkurrenz zu erwarten sein als zwischen Mitgliedern verschiedener Gilden. Die Stärke des Konkurrenzdruckes ist u.a. in Abhängigkeit vom Umfang der verfügbaren Ressourcen und dem Grad der ökologischen Ähnlichkeit (Nischenüberlappung) zu sehen.

Für die Praxis ergeben sich in der Abgrenzung der Gilden oft willkürliche Einteilungen, vor allem wenn man nur qualitative Kriterien heranzieht. Je nach Zahl und Auswahl der zu einer solchen Abgrenzung verwendeten Faktoren (Nischendimensionen) kann eine Art mehreren Gilden angehören. Auch der scharfe Wechsel der Jahreszeiten zwingt in den mittleren Breiten viele Vogelarten zu Umstellungen, und zwar sowohl Stand- als auch

auch Zugvögel. Das Konzept der Gilden, bisher im mitteleuropäischen Schrifttum relativ wenig bei Vögel verwendet (z.B. FURRER & WARTMANN 1978, THIOLLAY 1978), ist vor allem für die Untersuchungen einzelner Vogelgemeinschaften mitunter sehr wichtig. Die einzelnen Gilden besetzen sozusagen Großnischen; eine solche grobe Einteilung erleichtert den Überblick vor allem in artenreichen Vogelgesellschaften.

Die im folgenden getroffenen groben Einteilungen der in Anhang 1 und in Abschnitt 4.1 und 4.2 im wesentlichen unter systematischen Gesichtspunkten zusammengestellten Arten entsprechen zwar im Prinzip der Bildung ökologischer Gilden, doch betrachten wir keine bestimmten Artengesellschaften und in der Regel auch nur einzelne Nischendimensionen, die nicht quantitativ beschrieben werden. Die »ökologische Verwandtschaft« der dadurch in Gruppen zusammengefaßten Arten ist daher z.T. äußerst weitläufig. Außerdem ist bei Ausweitung des Konzepts auf große Gebiete durchaus zu erwarten, daß einzelne so zusammengefaßte »Gilden«-mitglieder sich gegenseitig ausschließen und damit nie in einer Gesellschaft vorkommen. Wir sprechen hier deshalb ganz einfach von ökologischen Gruppierungen der im Kartenausschnitt Abb. 2 regelmäßig brütenden Vogelarten. Sie kommen manchmal der Bildung von Gilden recht nahe. In den diesbezüglichen Tabellen und Übersichten sind die Brutvögel nur während der Zeit ihrer Anwesenheit in Mitteleuropa berücksichtigt. Arten, die nur als Gäste auftreten, fehlen in dieser Zusammenstellung. Sie werden dann bei der Beurteilung einzelner Lebensräume, wo angebracht, berücksichtigt.

4.4.1 Ort und Art der Nahrungsaufnahme

Wie Anhang 2 zeigt, sind hinsichtlich Ort und Art der Nahrungswahl bei den Brutvögel (s. Abschnitt 4.1) die verschiedensten Kombinationen verwirklicht, allerdings selbst auf dem gewählten groben qualitativen Niveau viele nur von einzelnen Arten repräsentiert. Weniger als 10% der Brutvögel machen die Luftjäger aus; der größte Teil (54%) sucht Nahrung am Boden, entweder ausschließlich oder zumindest teilweise (Tab. 4.1). Auffallend ist, daß sich die Anteile der (hinsichtlich der Nahrungssuche) ausgeprägten und weniger ausgeprägten Wasser- und Bodenvögel weitgehend gleichen, während bei der Nahrungssuche in höherer Vegetation und im Luftraum die »Spezialisten« (Bewertung 3) offenbar immer stärker vertreten sind. Da aber die Einteilungen sehr grob und die Arten-

Tab. 4.1. Ort der Nahrungssuche (Artenzahlen) bei Brutvögeln des Kartenausschnittes Abb. 2. Einige seltene Arten nicht berücksichtigt; viele Arten mehrfach aufgeführt. 3 = so gut wie ausschließlich; 2 = regelmäßig und überwiegend; 1 = regelmäßig, doch nicht sehr häufig (vgl. Anhang 2)

Nutzungsgrad	Wasser		Boden		Vegetation		Luft	
	n	%	n	%	n	%	n	%
1	12	17,6	25	17,2	16	18,6	4	25
2	20	29,4	40	27,6	13	15,1	1	6,3
3	36	52,9	80	55,1	57	66,3	11	68,8
Summe	68	100	145	100	86	100	16	100
% der Brutvögel	25		54		32		6	

Tab. 4.2. Ort der Nahrungssuche bei Land- und Wasservögeln
s. Tab. 4.1.; Artenzahlen

a) Wasser	tiefere Schichten	oberste Schichten + Seichtwasser	Oberfläche
1	–	11	10
2	3	19	14
3	16	16	–
Summe	19	46	24

b) Festes Substrat	tiefere Schichten	oberste Schichten	Oberfläche
1	–	4	21
2	–	13	22
3	–	4	130
Summe	–	21	173

zahlen für die einzelnen Gruppen sehr unterschiedlich sind, kann den Gliederungen in Tab. 4.1 lediglich der Wert eines Überblicks zukommen.

Der Ort der Nahrungssuche sagt noch nichts oder zumindest relativ wenig aus über die Art des Nahrungserwerbs. Nur 19 Arten (= 7% der Brutvögel) können z.B. durch Tauchen das Nahrungsangebot tieferer Wasserschichten oder der Bodenfauna und Flora in größeren Wassertiefen nutzen. Die obersten Wasserschichten stehen immerhin 46 Brutvogelarten (= 17%) offen (Tab. 4.2). Auffallenderweise gibt es unter den mitteleuropäischen Brutvögeln keine Art, die ausschließlich durch Aufsammeln von Nahrungsbestandteilen der Wasseroberfläche lebt. Auf festem Substrat (Boden, Vegetation) dominieren dagegen die Ableser und Sucher. Nur relativ sehr wenige Arten haben Techniken entwickelt, die eine Nutzung der obersten Schichten auf festem Substrat ermöglichen, wie Scharren, Sondieren, Hacken, Zirkeln usw. (Beispiele: Spechte, Limikolen, Star, Hühner). So ist also die Zahl derjenigen Arten, die Nahrung aus mehreren Zentimetern Tiefe durch aktive Arbeit herausholen können, außerordentlich gering im Vergleich zu den auf der Oberfläche des Bodens oder der Bäume nahrungssuchenden Arten. Höchstwahrscheinlich ist die erstere Art des Nahrungserwerbs zu energieaufwendig und unergiebig, von speziellen Substraten mit angepaßter Technik abgesehen (z.B. Spechte). Von den wenigen Arten, die aus den obersten Bodenschichten die Nahrung holen, haben einige ohne Zweifel mit der Entwicklung der Kulturlandschaft sehr stark zugenommen (Beispiel: Drosseln, Stare). Auch dies ist ein Hinweis darauf, daß durchaus auch Spezialisten von der Entwicklung in der Kulturlandschaft profitiert haben, keineswegs nur Generalisten (vgl. Reichholf 1976c).

Das Nahrungsangebot auf der Wasseroberfläche ist wahrscheinlich zu unbeständig, um einen Vogel in mittleren Breiten ausschließlich ernähren zu können. Wie bereits betont (Abschnitt 4.1) enthalten Wasservögel im weitesten Sinn (einschließlich Limikolen) relativ viele Gastarten, die zu bestimmten Jahreszeiten als Nutzer dazukommen, ganz abgesehen von starken Einflügen durchziehender oder rastender Populationen jener Arten, die auch im Gebiet brüten. Gleiches gilt auch für manche Gruppen der Bodenvögel (z.B. Kiebitz, Drosseln, Star, Saatkrähe, Lachmöwe, aber auch Gänse), die vor allem im Spätherbst und Frühjahr in großen Mengen auf Acker und Grünland Nah-

rung suchen, wobei je nach Art der Nahrung und der Nahrungswahl schüttere oder kurze Vegetation von Vorteil ist. Über die Vogelmengen, die im offenen Land oder auf Wasserflächen zeitweilig zusammenkommen, sind wir durch Zählungen teilweise recht gut unterrichtet. Für höhere Vegetationsschichten fehlen uns solche Unterlagen außerhalb der Brutzeit weitgehend, z.T. durch methodische Schwierigkeiten bedingt.

Weitere Zusammenstellungen über die Art der Nahrungswahl können aus Anhang 2 gewonnen werden; sie sind jedoch für die in diesem Buch geschilderten Zusammenhänge meist von untergeordneter Bedeutung.

4.4.2 Art der Nahrung

Eine grobe Bewertung der wichtigsten Nahrungsbestandteile (Anhang 3) zeigt, daß Arthropoden (und unter ihnen vor allem Insektenlarven und -imagines) bei den meisten Vogelarten eine entscheidende Rolle spielen. 58 Arten (= 21,5% der Brutvögel) leben während ihres Aufenthalts in Mitteleuropa ausschließlich von Arthropoden, nur 8 (knapp 3%) fast ausschließlich von Vegetabilien, 3 nur von Fischen und je eine ausschließlich von Reptilien/Amphibien bzw. Vögeln bzw. Säugern (Tab. 4.3). Ausgesprochene Molluskenspezialisten und reine Aasfresser fehlen in der Brutvogelwelt des mitteleuropäischen Binnenlandes.

Die Zahl der ausgesprochenen Nahrungsspezialisten ist also bei mitteleuropäischen Vögeln nicht groß, zumindest was die Wahl der Nahrungsart anbelangt. Allerdings ist zu bedenken, daß Arten, die das ganze Jahr über im Gebiet anwesend sind, in ihrer Vorzugsnahrung wechseln müssen oder die Jungennahrung sich aus anderen Bestandteilen zusammensetzt als die Altvogelnahrung. Dies gilt vor allem für überwiegend herbivore Vogelarten. Fast 80% der Brutvogelarten weisen zumindest zu bestimmten Zeiten nennenswerte Arthropodenanteile in der Nahrung auf!

Grob gerechnet zählen etwa 70% der mitteleuropäischen Brutvögel zu carnivoren Arten im weitesten Sinn, 15% sind überwiegend herbivor. Der Rest besteht aus Gemischtköstlern, von denen einige ausgesprochen omnivor sind und zu gleicher Zeit nebeneinander unterschiedliche Nahrungsressourcen nutzen (z.B. Krähen, manche Möwen). Die Abgrenzung der Begriffe ist aber ohne Bezug zu bestimmten Ökosystemen häufig sehr ungenau. Unter den Bedingungen des Kulturlandes kann eine bestimmte Nahrungsquelle vorübergehend überragende Bedeutung gewinnen, die von einigen wenigen Arten unter minimalem oder fehlendem Konkurrenzdruck genutzt werden kann (z.B. Monokulturen). Manche Nahrungsarten sind als Zukost oder jahreszeitenweise und/oder in bestimmten Biotopen weit verbreitet, auch wenn relativ wenige oder überhaupt keine Vogelarten mehr oder minder ausschließlich von ihnen leben. Dies trifft nach Tab. 4.3 z.B. für Reptilien/Amphibien, Mollusken und Anneliden (z.B. Regenwürmer) zu, aber auch für pflanzliche Nahrung, Abfälle und Aas.

Auch für die Art der Nahrung gilt, daß bestimmte Kombinationen nur durch einzelne Arten repräsentiert werden (Anhang 3). Schon dadurch deuten sich viele Möglichkeiten der Nischentrennungen bzw. der Bildung von ökologischen Gilden an.

Beispiel: Unter 102 Brutvogelarten eines Schweizer Alpentales unterschieden Furrer & Wartmann (1978) neun ökologische Nahrungssuch-»Gilden«, wobei eine Gilde den Wasservögel vorbehalten blieb. Diese Gruppierung gilt aber nur für die Brutzeit.

Aus den in Tab. 4.3 und Anhang 3 zusammengestellten Daten geht hervor, daß relativ viele Vogelarten über das ganze Jahr hinweg gesehen höhere Trophiestufen einnehmen, wenige Spitzenpositionen in Nahrungsketten und ebenso wenige die Stufe von Primärkonsumenten, die unmittelbar von der pflanzlichen Produktion leben. In Lebensräumen

Tab. 4.3. Nahrungswahl der Brutvögel des Kartenausschnittes Abb. 2 in der Zeit ihrer Anwesenheit; Artenzahlen. Viele Arten mehrfach berücksichtigt. 4 = so gut wie ausschließlich; 3 überwiegend; 2 = ansehnliche Anteile; 1 = nur zu bestimmten Zeiten oder in geringen Anteilen regelmäßig (Details s. Anhang 3)

	Fische	Rept./ Amph.	Vögel	Säuge-tiere	Arthro-poden	Mollu-sken	Würmer (Anne-lida)	Veg.	Aas Ab-fälle
1	14	15	16	12	46	41	43	38	10
2	5	8	11	9	50	12	12	29	1
3	12	–	1	8	60	–	–	34	3
4	3	1	1	1	58	–	–	8	–
Summe	34	24	28	30	214	53	55	109	14

mit hochkomplexen Nahrungsnetzen sind jedoch diese Unterschiede oft nur von untergeordneter Bedeutung (z.B. REMMERT 1980). Bei der Behandlung einzelner Systeme kann dies aber wichtig sein (z.B. Stauseen, REICHHOLF 1976a).

4.4.3 Körpergewicht

Als Maß für die Körpergröße verwenden wir das Körpergewicht. Bei der Einteilung in Größenklassen (Abb. 15) empfiehlt sich wegen der (z.T. jahreszeitlich bedingten) Variationsbreite des mittleren Körpergewichts einer Art eine logarithmische Skala. Vögel bis

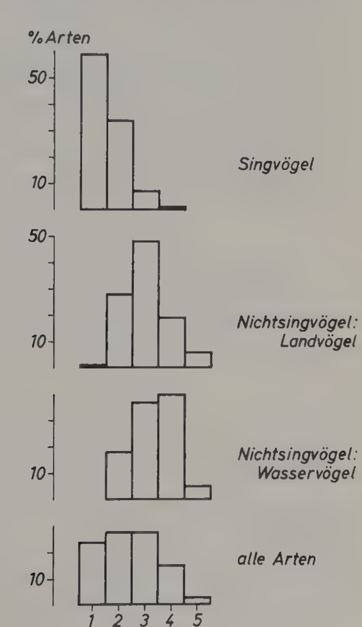


Abb. 15. Prozentuale Verteilung der Brutvögel des Kartenausschnittes Abb. 2 auf Gewichtsklassen. 1 = bis 25 g, 2 = bis 125 g, 3 = bis 625 g, 4 = bis 3125 g; 5 = > 3125 g.

125 Gramm Mittelgewicht können wir als Kleinvögel, solche über 625 Gramm als Großvögel bezeichnen.

Bei Betrachtung aller Brutvogelarten sind die Artenzahlen der beiden Größenklassen Kleinvögel bis 25 bzw. 125 Gramm sowie jene der mittelgroßen Vögel fast gleich (25 bis 28 %). Großvögel nehmen einen wesentlich geringeren Anteil ein (8 bzw. 3 %; s. Abb. 15). Unter den Wasservögeln sind 45 % der Arten über 625 Gramm schwer, bei den Nichtsingvögeln ist die Größenklasse der mittelgroßen Vögel (126 bis 625 Gramm) mit 48 % am stärksten besetzt. Etwa 92 % der Singvögel zählen zu den Kleinvögeln; nur eine Art, der Kolkrabe, erreicht ein Körpergewicht im Bereich der Großvögel. Damit ist die in Abschnitt 4.2 kurz diskutierte Trennung von Singvögeln und Nichtsingvögeln im wesentlichen auch eine Trennung nach mittlerer Körpergröße.

Beziehungen zwischen mittlerem Körpergewicht und Art der Nahrung bzw. Nahrungswahl nachzugehen ist reizvoll, kann jedoch hier nur bei einzelnen Fragen in anderem Zusammenhang erfolgen. Die Gruppe der sehr großen Vögel enthält zwei ausgesprochene Wirbeltierjäger (See- und Steinadler) und eine Art mit großen Wirbeltieranteilen in der Nahrung (Weißstorch) sowie zwei Gemischtköstler mit hohen vegetabilischen Anteilen (Großtrappe, Kranich) und 4 überwiegend herbivore Arten (Auerhuhn, 2 Gänse, Höckerschwan).

4.4.4 Neststandort

Mit 117 Arten (= 42 %) machen Bodenbrüter den größten Anteil aus. Auch der Anteil so gut wie ausschließlich am Boden brütender Arten ist sehr hoch (Tab. 4.4). Zu beachten ist der hohe Anteil derjenigen Arten, die ausschließlich oder überwiegend im Uferbereich der Binnengewässer in Bodennähe brüten. Gerade diese Zone ist durch die Freizeitentwicklung in der modernen Kulturlandschaft besonders stark belastet. Bäume und Büsche spielen als Neststandort naturgemäß eine große Rolle, wobei relativ viele Arten ausgesprochenen Höhlenbrüter darstellen, doch nur die Spechte und zwei Meisenarten in der Regel die Höhle selbst herstellen. Bezeichnenderweise ist bei den Gebäudebrütern der Anteil der Arten, die nur zu geringem Teil auf Gebäude ausweichen, höher als in anderen Gruppen. Immerhin haben sich aber 6 Arten in der Kulturlandschaft hauptsächlich auf Gebäudebruten umgestellt. Die Zahl der fakultativen Gebäudebrüter ist viel höher. Im behandelten Raum dürften über 50 Arten als gelegentliche Gebäudebrüter nachgewiesen worden sein, darunter auf modernen Flachdächern z. B. auch Bodenbrüter wie Austern-

Tab. 4.4. Neststandort der Brutvögel (Artenzahlen), s. Tab. 4.1.

	Wasser	Boden-nähe Ufer	Boden	Büsche Stauden	Bäume	Fels	Gebäude
1	1	2	2	2	5	7	13
2	3	8	5	18	26	8	9
3	3	49	51	26	64	16	6
Summe,	7	59	58	46	85	31	28
davon Höhlenbrüter		5			32	8	8

fischer und Haubenlerche (z.B. GOETHE 1973a, REINER 1981). Umstellungen auf Gebäudebruten können offenbar auch ganz rasch vor sich gehen. In Wilhelmshaven wurde z.B. 1961 die erste Gebäudebrut eines Silbermöwenpaares festgestellt; 1969 betrug die Stadtpopulation bereits etwa 50 Paare (GOETHE 1973b).

Einige Arten brüten regelmäßig in dichten Kolonien, andere zeigen zumindest starke Tendenz dazu. Unter den Wasservögeln können wir 23 Arten als Koloniebrüter bezeichnen, unter den landbewohnenden Nichtsingvögeln 2, unter den Singvögeln 7.

4.4.5 Wanderverhalten

Wie die Gliederungen in den vorhergehenden Abschnitten ist auch die Einteilung der Vögel nach ihrem Wanderverhalten grob und etwas willkürlich, da die Populationen innerhalb einzelner Arten sich recht unterschiedlich verhalten können. Die Anordnung der Begriffe in Tab. 4.5 gibt von oben nach unten die zunehmende Neigung wieder, den Winter im Gebiet zu verbringen. Der Anteil der Langstrecken- oder Fernzieher ist bei allen Gruppen etwa gleich, jener der normalerweise nicht ziehenden Arten bei den Wasservögeln deutlich geringer als bei den Landvögeln.

Für manche Kurzstrecken- und Teilzieher ist, möglicherweise als Folge der Anpassung an neu entstandene Ressourcenangebote in der Kulturlandschaft, eine zunehmende Neigung festgestellt worden, ihr Winterareal in Mitteleuropa zu vergrößern bzw. den Winter nördlich des bisherigen Winterquartiers auszuharren. Dies gilt für manche Brutvögel in menschlichen Siedlungen (bekanntestes Beispiel: Gartenamsel), und sicher für manche Wintergäste (z.B. Lachmöwe, Stockente) in Großstädten, möglicherweise auch für einige Nutzer der Agrarlandschaft (z.B. Brachvogel, Kiebitz, Ringeltaube, Feldlerche). In den meisten Fällen sind aber quantitative Vergleiche mit früheren Jahrzehnten kaum möglich. Ein auffallendes Beispiel aus neuester Zeit ist das zunehmende Ausharren des Rotmilans in Mitteleuropa (z.B. FEINDT & GÖTTGENS 1976, HÖLZINGER u.a. 1973, KÉRAUTRET 1978, SCHIFFERLI u.a. 1980). Die Eutrophierung der Binnengewässer hat ganz offensichtlich auch Winterausharrer unter den Wasservögeln begünstigt wie z.B. Schnatterente oder Schwarzhalstaucher im bayerischen Alpenvorland (BEZZEL 1963 und unpubl.). Die Zahl der Nachweise einzelner gelegentlicher Winterausharrer in der Nähe oder mit

Tab. 4.5. Wanderverhalten der Brutvögel des Kartenausschnittes Abb. 2. Jede Art nur einmal aufgeführt. Aufgerundete Prozentwerte bezogen auf die jeweilige Artenzahl einer Vogelgruppe

	Wasservögel		Landvögel: Nichtsingvögel		Landvögel: Singvögel		Alle Arten
	n	%	n	%	n	%	%
Langstreckenzieher	17	33	34	37	47	39	37
Kurzstreckenzieher	15	29	15	16	20	16,5	19
Teilzieher	18	35	11	12	26	21,5	21
Stand-/Strichvögel	2	4	31	34	28	23	23

(absichtlicher wie unabsichtlicher) Hilfe des Menschen ist sehr groß. Inwiefern sich Winterquartiere und Wanderverhalten ganzer Populationen als Folge der Entwicklungen in der Kulturlandschaft verändert haben, ist insgesamt noch unzureichend untersucht.

Zusammenfassung

Etwa 275 Vogelarten brüten in Mitteleuropa und seinen Randgebieten (s. Abb. 2); mindestens 50 weitere können regelmäßig als Gäste beobachtet werden. Im Sommerhalbjahr sind etwa doppelt so viele Arten anzutreffen wie im Winter. Unter den brütenden Landvögeln beträgt das Verhältnis Nichtsingvögel : Singvögel etwa 1,30. Ungefähr die Hälfte der Brutvögel ist allgemein verbreitet; unter den Singvögeln ist der Anteil weit verbreiteter Arten mit 65% am höchsten. Weniger als 10% der Brutvögel sind Luftjäger, 54% suchen Nahrung am Boden. Über die Hälfte der Brutvögel leben in Mitteleuropa ausschließlich von Arthropoden, 80% weisen zumindest zeitweise einen nennenswerten Arthropodenanteil in der Nahrung auf. Etwa 70% der mitteleuropäischen Brutvögel sind carnivor, 15% überwiegend herbivor, etwa 15% Gemischtköstler und omnivor. Kleinvögel (bis 125 Gramm) machen etwa 50% der Brutvogelarten aus; unter den Singvögeln 92%. Etwa die Hälfte der landbewohnenden Nichtsingvögel besteht aus mittelgroßen Arten. Über 40% der Brutvogelarten legen ihr Nest zumindest z.T. am Boden an, davon viele am Ufer von Binnenseen. Unter den 85 Baumbrütern sind 32 ausgesprochene Höhlenbrüter. 37% der Brutvögel sind Langstreckenzieher. Ihr Anteil ist bei Wasser- und Landvögel etwa gleich. Im Unterschied zu den Landvögeln gibt es aber bei den Wasservögeln kaum reine Stand- bzw. Strichvögel.

5 Säkulare Dynamik

Die rezente Avifauna des hier behandelten Ausschnittes der Paläarktis ist zunächst ein Ergebnis der pleistozänen Vereisungen und der postglazialen Klimaentwicklung, in deren Verlauf es zur Bewaldung weiter Teile Mitteleuropas kam und damit zur Einwanderung vieler waldbewohnenden Arten. In historischer Zeit entwickelte sich dann der Mensch zunehmend zu einem die Fauna beeinflussenden Faktor, dessen Bedeutung für Altertum, Mittelalter und frühe Neuzeit der menschlichen Geschichte nur höchst unvollkommen rekonstruiert werden kann.

5.1 Versuche historischer Rückblicke

5.1.1 Zur Auswertung alter Quellen

Die Geschichte der Avifauna der mitteleuropäischen Kulturlandschaft läßt sich nach Urkunden und Publikationen vielfach nur über Jahrzehnte genauer zurückverfolgen. Zumindest für größere Gebiete werden die Angaben meist schon vor der letzten Jahrhundertwende spärlich und teilweise ungenau, da im 19. Jh. quantitative Erhebungen, die Rück-

schlüsse auf Bestands- und Arealgröße einzelner Arten zulassen, kaum durchgeführt wurden. In einigen Landschaften mit langer Ornithologen-Tradition können wir auf Angaben bis etwa Mitte des 19. Jh. und einiger früherer Jahrzehnte zurückgreifen. Für die Zeit vor 1800 lassen sich meist nur für einzelne Arten Rückschlüsse ziehen, vor allem für jagdlich interessante Arten, die als Wild genutzt oder als Schädling verfolgt wurden. Abschußstatistiken oder Haushaltsaufstellungen über gezahlte Schußprämien lassen in Verbindung mit kritischer Beurteilung der Jagdaktivität und Flächengröße der betreffenden Verwaltungseinheit durchaus gewisse Rückschlüsse auf ehemalige Abundanzen mancher Art zu und geben damit Hinweise auf eingetretene Veränderungen.

Beispiele: In Südbayern und im Donauraum wurden etwa von 1850 bis 1910 pro Winterhalbjahr ebenso viele Seeadler erlegt wie der derzeitige mittlere Winterbestand beträgt (Reichholf 1977 und eigene Auswertung älterer Quellen). In den Allgäuer Alpen hatte der jährliche Abschuß an Steinadlern in der 2. Hälfte des 19. Jh. jahrzehntelang etwa den Umfang des heutigen gesamten jährlichen Nachwuchses im selben Gebiet. Die Geschichte der Greifvogelverfolgung hat Bijleveld (1974) für Europa ausführlich dokumentiert und damit gleichzeitig überzeugendes Material zur Frage der direkten Auswirkungen menschlicher Einflüsse auf den Bestand mancher Art vorgelegt. Auch Rauhfußhühner lassen sich durch Jagdstatistiken oder forstamtliche Erhebungen mitunter weit zurückverfolgen.

Auch bei Arten, die für Vogelfang und Vogelliebhaberei interessant waren, reichen die Quellen gelegentlich bis ins 18. und frühe 19. Jahrhundert zurück. Wir verdanken oft kenntnisreichen Vogelstellern z.B. Angaben über Wacholderdrossel, Nachtigall, Ortolan oder Steinrötel. Auch über spektakuläre Einwanderungen (z.B. Haubenlerche, Girlitz), Invasionen (Steppenhuhn) oder Änderungen in der Biotopwahl (Hausrotschwanz, Gartenamsel, z.B. Knolle 1975) lassen sich gelegentlich Angaben weiter zurückverfolgen, sofern die Vögel auffällig waren oder durch ihre Nähe zum Menschen dessen Aufmerksamkeit erregten. Gelegentlich förderten besonders glückliche Umstände für auffallende Arten überraschende und im Zusammenhang mit faunengeschichtlichen Betrachtungen höchst interessante Details zutage, wie die Auswertungen von Nachrichten über das Vorkommen des Waldrapps in Mitteleuropa (Zusammenfassung Schenker 1977) oder die Nachweise von Gänsegeiern in Süddeutschland (Schüz 1955, Kinzelbach 1964).

Die Kenntnisse über Bestands- und Verbreitungsdynamik im 18. und frühen 19. Jahrhundert beschränken sich also im wesentlichen auf eine durch besondere Umstände bestimmte Artenauswahl. Unzuverlässige Angaben, Fehler oder kritiklose Weitergabe von Meldungen aus nicht genügend geklärter Quelle sind dabei durchaus keine Einzelfälle. Gleichwohl sind sicher noch längst nicht alle Möglichkeiten der Auswertung alter Meldungen vor allem auch im jagdlichen Schrifttum und in Archiven bzw. Tagebüchern erschöpft, wie neuere Publikationen wiederholt beweisen (z.B. Pointner & Reichholf-Riehm 1974, Präsent 1974, Schoof 1975, Hable 1979). Für die kritische Auswertung älterer Quellen ist jedoch auch die Kenntnis des historischen Hintergrundes, der Aktivität ornithologisch interessierter Zeitgenossen und ihr Kenntnisstand wichtig. Wertvolle Rahmeninformationen für kritische Auswertungen älterer Quellen sind daher z.B. dem Standardwerk von Gebhardt (1964 und Nachträge) über die Ornithologen Mitteleuropas zu entnehmen.

Die Unzuverlässigkeit älterer Quellen vor allem in quantitativer Hinsicht führt dazu, daß im allgemeinen die Beurteilung langfristiger Dynamik in neueren Faunenübersichten nicht weit in die Vergangenheit hineinreicht. So sind z.B. für Sachsen, einem Gebiet mit langer feldornithologischer Tradition, von Heyder (1958), einem Ornithologen mit um-

fassenden historischen Kenntnissen, von insgesamt 161 für mindestens über gewisse Zeit regelmäßiger Brutvögel noch bei 45 Arten Angaben aus der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts verwendet worden. Nur bei 16 hielt der Autor Angaben aus der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts erwähnenswert und bei nur 9 auch solche aus dem 18. Jahrhundert. In der gedrängten Übersicht des Schweizer Brutvogelatlasses (SCHIFFERLI u.a. 1980) sind für 188 Brutvögel gar nur bei 14 (8 Nichtsingvögel, 6 Singvögel) Hinweise auf die Zeit um die letzte Jahrhundertwende bzw. das späte 19. Jahrhundert enthalten.

Mitunter bieten auch gut dokumentierte lokale und regionale Einzelbeispiele sehr wichtige Hinweise auf säkulare Dynamik einzelner Arten bzw. Artengesellschaften in größeren Gebieten (Beispiele: Nymphenburger Park/München, WÜST 1973; Kisbalaton/Ungarn, KEVE 1976, 1977; Furtner Teich/Steiermark, HABLE & PRÄSENT 1980; Oberrheinische Tiefebene, FREY 1970; Neusiedler See, BAUER 1952, BAUER u.a. 1955; Moritzburger Teichgebiet/Sachsen, FEILER 1975; Müritz/Mecklenburg, DEPPE 1981).

Die meisten von ihnen reichen allerdings selten mehr als hundert Jahre zurück. Auch ist es kein Zufall, daß sich unter solchen Gebieten mit langer Ornithologentradition vor allem faunistisch interessante Binnengewässer befinden. Viele solcher Übersichten sind in den folgenden Abschnitten ausgewertet. Hinzu kommt eine große Zahl von Versuchen, für einzelne Arten über mehr oder minder große Arealteile die Dynamik zu rekonstruieren (vgl. auch Handbuch der Vögel Mitteleuropas, GLUTZ VON BLOTZHEIM u.a. ab 1966).

5.1.2 Einige Beispiele

In den älteren Versuchen der zusammenfassenden Darstellung säkularer Dynamik der Vogelwelt des mitteleuropäischen Raumes und seiner Nachbargebiete stehen großräumige und auffallende Veränderungen im Areal von Brutvogelarten im Vordergrund (z.B. SCHNURRE 1921, GROEBBELS 1938), wobei vor allem Ausbreitungsbewegungen und Neuansiedlung besondere Aufmerksamkeit fanden. Unter den Einwirkungen des Menschen wurden in den ersten Jahrzehnten dieses Jahrhunderts vor allem die Eingriffe in den Wasserhaushalt als gravierend erkannt, wie z.B. Trockenlegung vieler Moorgebiete, Begradigung und Verbauung der Flüsse und auch die erste Phase der Anlage von Stau- und Speicherseen (z.B. WÜST 1931, FREY 1970). Einen weiteren Schwerpunkt in der Betrachtung der Dynamik von Kulturland-Avizönosen bildete die großräumige Veränderung der Ausdehnung und Strukturierung des Waldkleides in Mitteleuropa seit dem Mittelalter und dem Aufkommen der modernen Forstwirtschaft im 18. und 19. Jahrhundert.

Für weiter zurückliegende Abschnitte spielen allerdings nach wie vor Schlußfolgerungen aus den Kenntnissen der Entwicklung des Bildes und der Struktur der Kulturlandschaft eine größere Rolle als direkte Quellen. Auch die oben erwähnten Möglichkeiten, Hinweise auf frühere Abundanz und Verbreitung einzelner Arten zu erhalten, lassen sich mit gewissem Vorbehalt in Verbindung mit den Informationen über die Veränderungen im Landschaftsbild als Hinweise auf das Schicksal anderer Arten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen verwerten.

Für Mitteleuropa hat nach 1945 NIETHAMMER (1951) eine nach dem damaligen Kenntnisstand umfassende Bilanz der Arealschwankungen und -veränderungen der Vögel Mitteleuropas veröffentlicht. 21 neu eingewanderten und/oder ihr Areal vergrößernden Arten standen ebensoviele gegenüber, die verschwunden oder zumindest sehr stark zurückgegangen waren. In dieser Bilanz NIETHAMMERS sind freilich auch einige Arten aufgenommen, deren Wiederzunahme sich nicht in der damals prognostizierten Weise fortgesetzt hat (z.B. Schwarzstirnwürger, Blauracke, Wiedehopf). »Die nacheiszeitliche Besiedlung Mittleuropas, die bald rascher, bald langsamer verläuft, bald ganz zum Still-

stand kommt und sogar rückläufig wird, ist gegenwärtig in einer so aktiven progressiven Phase, daß wir sie bereits beim Vergleich weniger Jahre oder Jahrzehnte feststellen können.« Diese Bemerkung NIETHAMMERS hat sich in den folgenden Jahrzehnten bestätigt, freilich in ganz anderem Zusammenhang. Der Mensch als faunengestaltender Faktor hat in der modernen industriellen Kulturlandschaft eine so entscheidende Rolle übernommen, daß nicht nur langfristige historische Grenzverschiebungen vor den aktuellen Biotopveränderungen in den Hintergrund treten, sondern auch die Artenbilanzen zumindest für einzelne Landschaftsräume zunehmend negativ werden.

Unter den heutigen Aspekten scheint es so, als ob durch den 2. Weltkrieg die mittelbaren und unmittelbaren menschlichen Auswirkungen einen vorübergehenden Stillstand durchmachten, ja für manche Arten und Artengruppen eine Phase der Bestandserholung und Wiederbesiedlung verlorengegangenen Areals eintrat (vgl. z.B. NIETHAMMER 1951, BAUER 1952, WENDLAND 1971, RHEINWALD 1977). Vermutlich sind Bilanzen über die Entwicklung der Avifauna der Kulturlandschaft durch die im gleichen Zeitraum zunehmende ornithologische Aktivität, die zur Entdeckung vieler Seltenheiten und vorübergehender oder örtlich begrenzter Vorkommen führte, mehr oder minder alle etwas gegen die positive Seite verschoben. Erst in den letzten beiden Jahrzehnten mehren sich die eindeutigen Hinweise auf »Artenfehlbeträge« (vgl. Abschnitt 5.5.2). So kommt YEATMAN bereits 1971 in seinem nicht allzu kritischen Überblick über die Geschichte der Vögel Europas zu folgenden Ergebnissen (Nichtsingvögel/Singvögel): Zunahme und Arealerweiterung bei 125 (57/68), Abnahme und Arealverkleinerung bei 220 (171/49), Konstanz bei 62 (24/38) Arten. Die sich hier abzeichnenden Tendenzen lassen sich auch bei eingehenden Untersuchungen im wesentlichen bestätigen (vgl. folgende Abschnitte).

Über die säkulare Dynamik aus früheren Jahrhunderten liegt also nur unzureichendes Material vor. Gleichwohl wurden für einzelne Landschaften und Länder Rekonstruktionen versucht, die sich allerdings für die Zeit vor 1850 meist nur auf recht unzuverlässige Quellen stützen können, jedoch nicht selten von der landeskundlichen Kenntnis der Bearbeiter profitieren. So rechnete z.B. WÜST (1931) für eine Fläche von 2400 km² um München mit dem Verschwinden von 21 mehr oder minder regelmäßigen Brutvögeln im 19. Jh. und Anfangs des 20. Jahrhunderts. Direkte menschliche Verfolgung als Hauptursache ist bei mindestens 5 dieser Arten nicht auszuschließen (Uhu, Fischadler, Seeadler, Schreiadler, Kormoran); Eingriffe in den Wasserhaushalt (Flußbegradigung, Moorentwässerung) spielte wohl bei mindestens 6 Arten eine entscheidende Rolle. Für 10 weitere Arten mußte Ende der 20er Jahre in diesem Gebiet eine mehr oder minder starke Abnahme angenommen werden, darunter mit Rohrweihe, Kornweihe, Wiesenweihe, Gänsesäger, Flußregenpfeifer und Flußseeschwalbe wiederum ein hoher Teil auf Kosten von Entwässerungen und Flußverbauungen. Nur 7 Arten konnten dieser negativen Entwicklung als Einwanderer gegenüber gestellt werden, nämlich Girlitz (vermutlich ab 19. Jh.), Grauammer (vermutlich ab 1880), Haubenlerche (ab 1850), Wacholderdrossel (ab 1885) und Uferschnepfe (Erstansiedlung 1929). Zwei weitere Arten (Heidelerche, Schlagschwirl) waren möglicherweise früher übersehen worden. Dieses kritische und gut untersuchte Beispiel zeigt nicht nur, daß bereits in der ersten Phase der Entwicklung der modernen Kulturlandschaft die Verarmung in regionalen Artenspektren zu beobachten war, sondern auch, daß diese Verarmung in sehr ungleicher Weise verschiedene ökologische und systematische Vogelgruppen umfaßte. Insbesondere erwiesen sich Großvögel und Wasser- und Sumpfbewohner als extrem anfällig.

Eine sehr viel weiter zurückreichende Darstellung der säkularen Dynamik in der Brutvogelwelt einer mitteleuropäischen Einzellandschaft gibt SCHERNER (1977, 1980) für den Solling. Hier nimmt der Autor für die Zeit vor rund 2000 Jahren eine recht artenarme

Avifauna an, da Buchenwälder das gesamte Gebiet bedeckten und nur von einzelnen Moor- und Bruchflächen unterbrochen waren. Die bis in die Gegenwart reichende Umgestaltung der Landschaft durch den Menschen begann spätestens im 8. Jahrhundert. Rodungen und Siedlungen schufen Platz für Einwanderer, wie Wachtel, Rebhuhn, Wachtelkönig, Rauch- und Mehlschwalbe, Grünling, Stieglitz, Hänfling, Haus- und Feldsperling sowie Elster. Andere Arten, die wohl schon früher an offenen Stellen siedelten, wurden gefördert. Hierzu zählen u.a. Mäusebussard, Turmfalke, Ringeltaube, Schleiereule, Mauersegler, Feldlerche, Goldammer, Star und einige weitere. Im 18. Jh. begann der Koniferenanbau, der sich bis ins 19. Jh fortsetzte. Eine ausgesprochene Verfichtung der einstigen Buchen- und Eichenbestände fand 1830 bis 1880 statt. Nadelbäume nehmen heute 57% der Holzbodenfläche im Solling ein. Damit entstanden allmählich Lebensräume für 10 oder 11 Arten, die vorher nicht oder vereinzelt im Solling brüteten, nämlich Auerhuhn und Rauhfußkauz, Schwarzspecht, Winter- und Sommergoldhähnchen, Hauben- und Tannenmeise, Zeisig, Fichtenkreuzschnabel, Tannenhäher und wahrscheinlich auch Misteldrossel. Alle diese Arten scheinen nach 1737, dem Beginn des Koniferenanbaus, eingewandert zu sein, wie z.B. Auerhuhn um 1800, Misteldrossel nach 1880 (?), Schwarzspecht 1886 und erst um 1950 der Tannenhäher. Verbesserte Lebensmöglichkeiten für Arten, die sicher schon vor 1737 ansässig waren, boten sich durch die Koniferen z.B. für Sperber, Waldohreule, Buntspecht, Heckenbraunelle, Waldbaumläufer, Hänfling und Gimpel. Die Bestands- und Arealveränderungen dürften teilweise nicht unerheblich gewesen sein. Die Verdrängung des Laubwaldes führte aber sicher auch zur Reduktion für einige Arten ab Mitte des 18. Jahrhunderts, wie z.B. Grün-, Grau-, Mittel- und Kleinspecht, Gartengrasmücke, Waldlaubsänger und einige Meisenarten, Kleiber, Gartenbaumläufer, Kernbeißer u.a. Durch Aufforstung der Blößen wurde auch Lebensraum für Bewohner halboffener Flächen vernichtet (so z.B. Ziegenmelker). Die Weiterentwicklung des hochstämmigen, gut durchforsteten Altersklassenwaldes führte aber mittlerweile auch wieder zum Erlöschen der Auerhuhnvorkommen. Das Fehlen alter Bäume mit Bruthöhlen reduzierte ferner die Siedlungsmöglichkeiten für Dohle und Hohltaube. Durch Entwässerungen 1830 bis 1880 verloren Birkhuhn und Schwarzstorch Existenzmöglichkeiten. Doch gab es im Zuge der weiteren Erschließungen auch wiederum positive Entwicklungen, z.B. Ansiedlungen des Wanderfalken an Nistplätzen, die durch die Natursteinindustrie geschaffen wurden (mittlerweile wieder ausgestorben), oder Uferschwalben an Stellen mit Kiesabbau. Einige Wasservögel fanden Rast- und Brutmöglichkeiten an Teichen, die Ende des 17. Jahrhunderts geschaffen wurden. Von 1850 bis 1975 starben jedoch 13 Arten aus, nur 5 bis 11 kamen neu dazu. Die in dieser Bilanz sich abzeichnende Verarmung der Avifauna hat sei 1950 im Tempo zugenommen. Seit dieser Zeit verschwanden 5 Arten aus dem Solling, nur 1 wanderte neu ein, nämlich die Wacholderdrossel.

In großen Zügen stimmen weitgehend damit überein Überlegungen und Fakten, die RHEINWALD (1977) für das Kölner Becken und die Nordeifel zusammenfaßt. Etwa 2000 v. Chr. mit Beginn der Bronzezeit wanderte hier die Rotbuche ein, die Landwirtschaft wurde intensiviert. Starke Veränderungen der Landschaft ergaben sich als Folge der Eroberung Westeuropas durch die Römer. Mit dem Ende der Römerzeit etwa 400 n.Chr. endet auch die Epoche intensiver Landnutzung und Waldrodung für Siedlungen, Verkehrswege und Ackerbau. Bis etwa 1000 n.Chr. erobert der Wald einen Teil des Landes zurück, doch ist relativ großer Strukturreichtum anzunehmen, da Brachflächen und Jungwälder die Baumbestände durchbrachen und wohl auch der Naturwald sehr abwechslungsreich war. In den folgenden Jahrhunderten wurden die Wälder intensiv genutzt (z.B. Waldweide) und teilweise zu Ödland herabgewirtschaftet. Die Trockenlegung

von Sümpfen und Mooren begann allmählich. Diese Prozesse beschleunigten sich von etwa 1700 bis 1850, wobei vor allem Flußbegradigungen, Trockenlegungen, Bewirtschaftung der Wälder, Intensivierung der Landwirtschaft usw. eine wichtige Rolle spielen. Die Landschaft hat sich damit bis 1850 stark gewandelt, bleibt aber noch vielgestaltig, so daß Mitte des 19. Jh. noch eine artenreiche und teilweise individuenreiche Vogelfauna, der auch starke Bejagung zunächst keinen wesentlichen Schaden zufügte, vorzufinden war. Etwa Mitte 1850 vollzog sich ein Wandel, der sich nach der Jahrhundertwende stark beschleunigte. Der Auslöser war die zunehmende Industrialisierung Mitteleuropas. Bis 1900 scheint die Natur trotz der sich abzeichnenden Entwicklung aber noch so unerschöpflich zu sein, daß Vögel noch mit allen Mitteln gejagt werden können, ohne drastische Beschneidung des Artenreichtums. Einen Stillstand in der zunehmenden Verarmung hatten die Jahre nach dem 2. Weltkrieg gebracht. Der Wiederaufbau und die anschließende wirtschaftliche Entwicklung beschleunigten die Verarmung. Auch wenn die Darstellung der Dynamik im einzelnen auf Vermutungen basiert, ist sicher, daß einzelne Arten sehr verschieden auf die historische Entwicklung reagierten (s. Tab. 5.1), wobei natürlich auch langfristige Schwankungen nicht vom Menschen beeinflußter Faktoren

Tab. 5.1. Versuch der Rekonstruktion der Dynamik ausgewählter Brutvögel des Mittelrheins*
h = relativ häufig; 0 = fehlt, – = nimmt ab; – – = nimmt stark ab; + = nimmt zu; ± = gleichbleibend; –0 = im Verschwinden begriffen; s = selten
(nach RHEINWALD 1977, verändert)

	10 000 bis 2000 v. Chr.	2000 v. Chr. bis 400 n. Chr.	400 bis 1000	1000 bis 1700	1700 bis 1850	1850 bis 1950	1950 bis 1975
Schwarzstorch	h	–	–	.–0?	0	0	0
Weißstorch	s	+	+	±	±	–	0
Auerhuhn	0?	0?	+	+	+	–0	0
Rebhuhn	s	+	+	±	±	–	–
Steinadler	h	±	–	–0?	0	0	0
Fischadler	h	±	–	–	–	–0	0
Wanderfalke	h	+?	±	±	–	–	0
Mäusebussard	s	+	+	+	+	±	±
Uhu	h	+	+	±	–	– –	0
Kiebitz	s	+	–	–	–	– –	+
Goldregenpfeifer	h	±	–	–	–0	0	0
Silbermöwe	0	0	0	0	0	+?	+
Turteltaube	s	+	+	±	–	±	–
Wendehals	0?	+	+	+	–	–	0?
Feldlerche	s	+	+	+	+	±	–
Neuntöter	s	+	+	+	–	–	0?
Dorngrasmücke	s	+	+	+	±	–	– –
Girlitz	0	0	0	0	+?	+	+
Kolkrabe	h	+	±	–	–	–0	0
Mehlschwalbe	s	+	+	+	+	–	–?

*Senkrechte Linien deuten einschneidende Änderungen der menschlichen Einwirkungen auf die Landschaft an.

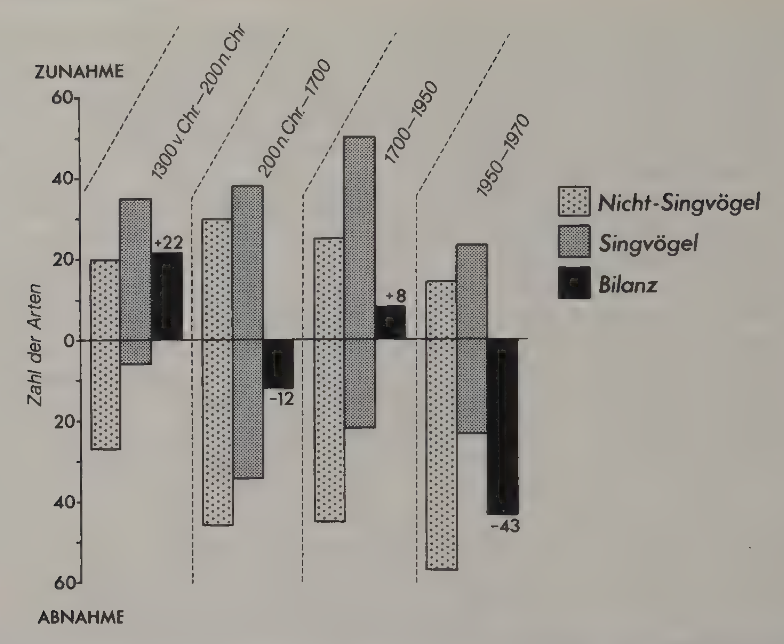


Abb. 16. Mutmaßliche Entwicklung der Bestandszahlen rheinischer Brutvogelarten (aus WALTER 1973).

zu berücksichtigen sind. Eine Analyse der Dynamik der rheinischen Brutvogelwelt von WALTER (1973) bestätigt wiederum sehr eindrucksvoll die Beschleunigung der Artenverarmung einerseits, die ungleiche Verteilung dieser Entwicklung auf Singvögel und Nichtsingvögel andererseits (Abb. 16).

Auch in größeren Räumen des hier behandelten Gebietes dürfte die Entwicklung im Prinzip ähnlich verlaufen sein, wobei entsprechend der geographischen Lage verschiedene Einflüsse aus den umliegenden Räumen, aber auch die Geschichte der menschlichen Bevölkerung zu berücksichtigen sind und grundsätzlich gegen Norden die Zahl der Einwanderungen jene der Verluste bis in die letzten Jahrzehnte jedenfalls überwogen.

In Mecklenburg hat ähnlich anderen mitteleuropäischen Großlandschaften die mittelalterliche Rodungsperiode eine Erhöhung der struktuellen Gliederung der vormaligen Naturlandschaft bewirkt. Eine Zunahme des Artenreichtums mag stattgefunden haben. Die in diesem Gebiet bis ins 18. Jahrhundert andauernde Vernichtung des Primärwaldes entzog ausgesprochenen Waldvögeln, wie Auerhuhn, Haselhuhn, die Lebensmöglichkeiten. Andere Waldvögel dürften davon kaum oder gar nicht betroffen worden sein, da Auflichtungen und Randbildungen höhere Artenkonzentrationen und Bestandszunahmen zuließen. Durch Bodennutzung und Weidegang entstanden die häufig instabilen Ökosysteme der Heiden, Hutungen und periodischen Äcker, die für Steppenvögel und Bewohner der arktischen Offenlandschaften neuen Lebensraum boten oder die besiedelbaren Flächen für solche Arten erweitern. Beispiele für südliche Steppenvögel sind Großtrappe, Zwergtrappe, Triel, Brachpieper, Grauammer; für Offenlandbrüter des Nordens Alpenstrandläufer, Goldregenpfeifer, Kampfläufer und Birkhuhn. Einige dieser Arten können in Mecklenburg ursprünglich nur in Tal- und Hochmooren gelebt haben. Umwandlung von Talmooren in extensiv genutzte Wiesen und der Flachküstensäume in

Salzwiesen kam den Ansprüchen mancher solcher Arten entgegen. Man kann annehmen, daß der Tiefstand der Waldwirtschaft und die extensive Acker- und Grünlandwirtschaft gegen Ende des 18. Jh. allen Offenlandbrütern einen Höhepunkt der Areal- und Bestandsgröße ermöglichte. Neben den bereits genannten Arten gilt dies wohl auch für Rotschenkel, Brachvogel, Bekassine, Weißstorch, Rebhuhn, Wachtel, Wachtelkönig, Wiedehopf, Feldlerche sowie einige Wasservögel. Durch die anschließende Periode der Aufforstungen wurden vor allem Bewohner der borealen Nadelwälder begünstigt, wie z.B. Tannen- und Haubenmeise, Goldhähnchen und Misteldrossel. Der Strukturreichtum und damit auch Artenzahl und Abundanz der forstwirtschaftlich eingerichteten und genutzten Flächen war jedoch im allgemeinen gering. Gravierende Veränderungen setzten ab Mitte des 19. Jahrhunderts ein mit dem Beginn der modernen Methoden der Landnutzung und der industriellen Revolution mit Eutrophierung, Eingriffen in den Wasserhaushalt, Beseitigung des Strukturreichtums auf großen Flächen, aber auch Entstehung von neuen Sukzessionsstadien (Klafs & Stübs 1977).

Für Dänemark zeichnete Løppenthin (1967) ein ähnliches historisches Bild. Zwischen 1000 und etwa 1750 wurde der Wald zunehmend zurückgedrängt; in der Mitte des 17. Jahrhunderts erreichten Heidelandschaften in Jütland ihre größte Ausdehnung. Flutwellen der Nordsee schwemmten Land weg; die Friesischen Inseln bildeten sich. Die Einwanderung und Ausbreitung verschiedener Küstenvögel wird für die Zeit von 1000 bis 1600 vermutet, so z.B. bei Flußregenpfeifer, Seeregenpfeifer, Steinwälzer, Säbelschnäbler, einigen Seeschwalben und Brachpieper. Wie auch im vorhergehenden Beispiel wird für Jütland die Einwanderung vieler Offenbrüter ab dem Mittelalter angenommen, z.B. Weißstorch, Rebhuhn, Wachtelkönig, Großtrappe, Goldregenpfeifer, Brachvogel, Uferschnepfe, Feldlerche, Grauammer, Saatkrähe und wohl als Folge der Entstehung und Ausweitung städtischer Siedlungen der Mauersegler. Ab 1750 änderte sich außer Eindeichungen am Küstenland nicht viel. Ende des 18. und Anfang des 19. Jh. begann sich durch Gesetz und Aufforstungsmaßnahmen die Situation der durch Übernutzung (z.B. Waldweide) stark strapazierten Wälder zu verbessern, doch in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts kümmerte man sich noch kaum um die Erhaltung der Laub- und künstlich angepflanzten Koniferenwälder. Als Folge der Errichtung von Koniferenpflanzungen sind auch in Dänemark nach und nach typische Waldvögel eingewandert oder haben zumindest ihr Areal ausgeweitet. Allerdings sind auch manche Arten der offenen, mittelalterlichen Wälder verschwunden oder zurückgegangen, wobei jedoch die Ursache nicht immer klar ist. Im Gegensatz zu den meisten mitteleuropäischen Gebieten sind in den letzten 150 Jahren mehr Brutvögel in Dänemark eingewandert als verschwunden (Tab. 5.2).

Noch stärker ist dieser Effekt in den nördlich angrenzenden skandinavischen Ländern zu beobachten. So haben innerhalb der letzten 100 bis 150 Jahre von 233 Brutvögeln

Tab. 5.2. Bilanzen der Brutvögel Dänemarks, Artenzahlen (ausgewertet nach Dybbro 1978)

	1800–1900	1900–1950	ab 1950
Neuansiedlung bzw. Wiederansiedlung	11	17	12
Zunahme	4	24	27
Abnahme	9	23	33
Verschwunden	5	5	2

Finnlands 34% zugenommen oder ihr Areal vergrößert (oder sind eingewandert); 25% gingen zurück. Von den restlichen weisen 22 erhebliche Schwankungen auf und nur bei 20% kann der Bestand innerhalb dieser Zeit als mehr oder minder konstant angesehen werden (v. HAARTMAN 1972). Die Ursachen für diese auffallende Dynamik sind sehr komplex. Sie können auch z.T. in Fehleinschätzungen liegen, z.T. als Folge der starken Zunahme ornithologischer Aktivität seit 1945 zu betrachten sein.

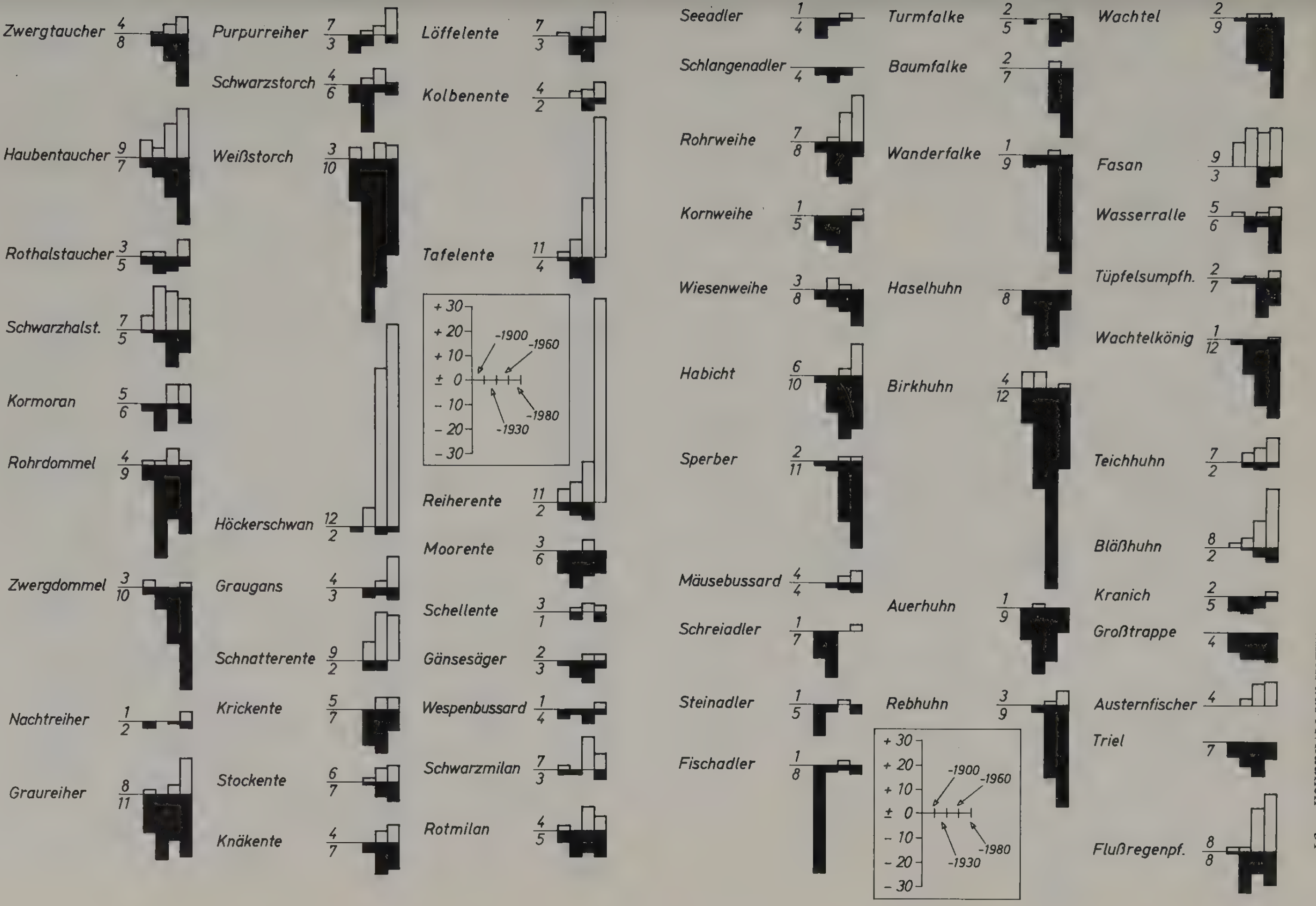
Für Skandinavien ist ferner zu bedenken, daß wir Zeuge der letzten Stadien der postglazialen Wiedereroberung nördlicher Gebiete sind, daß Temperaturerhöhungen eingetreten sind und sich auch die Biotopveränderungen durch den Menschen auswirken. So spielen z.B. auch in Finnland in den letzten Jahrzehnten Veränderungen der Waldnutzung, Ausdehnung und Modernisierung der Landwirtschaft sowie zunehmende Eutrophierung der Seen eine wichtige Rolle.

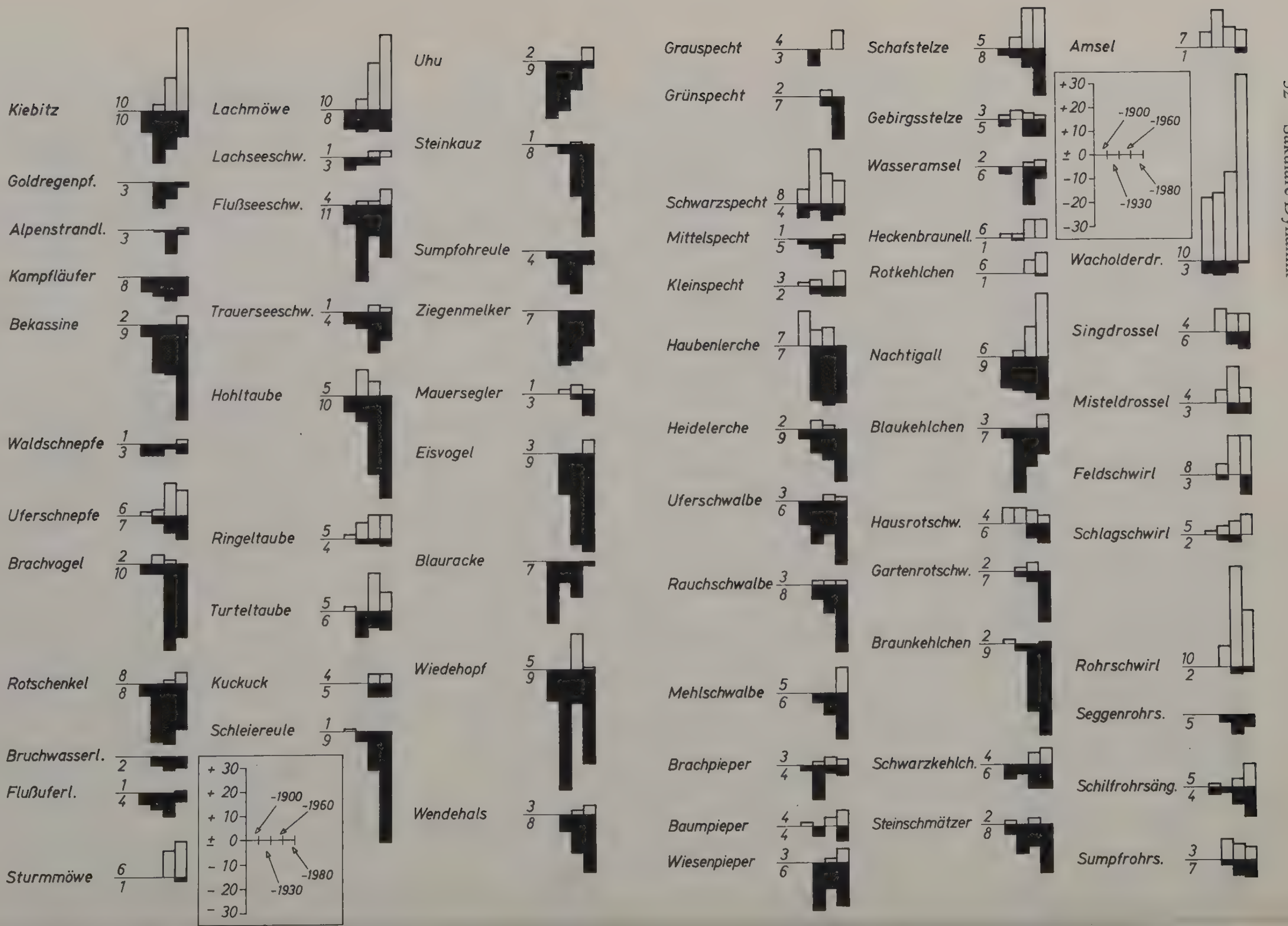
Eine Bilanz der Brutvögel Großbritanniens und Irlands von 1800 bis 1967 legte PARSLOW (1973) vor. Seit 1800 wurden hier 210 Brutvögel nachgewiesen, darunter 19 als unregelmäßige oder gelegentliche Brüter (von ihnen 5 nur vor, 7 nur nach 1940 nachgewiesen). Somit können 197 Arten seit 1800 zumindest für eine bestimmte Zeit als Brutvögel angesehen werden, 12 von ihnen sind in dieser Zeit als Brutvögel ausgestorben, 3 wurden vom Menschen eingeführt, 18 sind als Brutvögel neu aufgetreten bzw. haben sich wieder angesiedelt, nachdem sie verschwunden waren. Von den ausgestorbenen Arten verschwanden 8 im 19. Jh., 3 vor 1940 und 1 nach 1940. Die Neu- bzw. die Wiederansiedlungen ohne direkte menschliche Hilfe verteilen sich wie folgt: 4 im 19. Jh., 3 vor und 10 nach 1940. Die hohe Zahl der Neu- und Wiederansiedlungen mag mit der Erhöhung der feldornithologischen Aktivität der letzten Jahrzehnte teilweise zu erklären sein. Häufig wurde seltenen Arten besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Von 1800 bis 1940 nahmen 47 Arten im Bestand ab, 41 zu; von 1940 bis 1967 sind die entsprechenden Werte 37 bzw. 60. Diese Bilanz scheint sehr günstig, doch ist die Tatsache bemerkenswert, daß in den letzten 28 Jahren nicht weniger als 115 Arten von insgesamt 186 auffallende Bestandsveränderungen und Schwankungen zeigten. Damit ist der Anteil im Bestand stark schwankender Arten genau so hoch wie im vorausgegangenen Zeitraum von rund 140 Jahren. Allerdings muß man auch hier die erhöhte ornithologische Aktivität der neueren Zeit mit in die Waagschale werfen.

5.2 Bilanzen aus Avifaunen

5.2.1 Probleme der Vergleichbarkeit

Einen Versuch, die im vorigen Abschnitt erwähnten Schwierigkeiten zu umgehen und wenigstens auf sehr allgemeinem und grobem Niveau Aussagen über die Veränderung der Avifauna der mitteleuropäischen Kulturlandschaft zu machen, bilden die sogenannten Roten Listen, die mittlerweile für viele Teilgebiete erarbeitet wurden (Beispiele: BERNDT u.a. 1974, BRUDERER & THÖNEN 1977, BLAB u.a. 1977, BROCKSIEPER 1979). Hier wird unter der praktischen Forderung des Artenschutzes gewissermaßen die Soll-Seite der Bilanz dargelegt, indem man ausgestorbene, aussterbende oder gefährdete Arten nach bestimmten Kriterien zusammenstellt. Der Nachteil derartiger Aufstellungen liegt darin, daß Vorgänge auf der Haben-Seite nicht oder nur sehr unzureichend erfaßt werden, allenfalls dadurch, daß man Arten mit zunehmendem Bestandstrend wieder aus der Liste entlassen kann. Durch diese Einseitigkeit geben Rote Listen kein Bild der Dynamik von Vogelgesellschaften der Kulturlandschaft. Dies ist für die praktischen Schutzabsichten


Zwergtaucher 4/8
Haubentaucher 9/7
Rothalstaucher 3/5
Schwarzhalst. 7/5
Kormoran 5/6
Rohrdommel 4/9
Zwergdommel 3/10
Nachtreiher 1/2
Graureiher 8/11
Purpurreiher 7/3
Schwarzstorch 4/6
Weißstorch 3/10
Höckerschwan 12/2
Graugans 4/3
Schnatterente 9/2
Krickente 5/7
Stockente 6/7
Knäkente 4/7
Löffelente 7/3
Kolbenente 4/2
Tafelente 11/4
+ 30
+ 20
+ 10
± 0
- 10
- 20
- 30
-1900
-1960
-1930
-1980
Reiherente 11/2
Moorente 3/6
Schellente 3/1
Gänsesäger 2/3
Wespenbussard 1/4
Schwarzmilan 7/3
Rotmilan 4/5
Seeadler 1/4
Schlangenadler 4
Rohrweihe 7/8
Kornweihe 1/5
Wiesenweihe 3/8
Habicht 6/10
Sperber 2/11
Mäusebussard 4/4
Schreiadler 1/7
Steinadler 1/5
Fischadler 1/8
Turmfalke 2/5
Baumfalke 2/7
Wanderfalke 1/9
Haselhuhn 8
Birkhuhn 4/12
Auerhuhn 1/9
Rebhuhn 3/9
+ 30
+ 20
+ 10
± 0
- 10
- 20
- 30
-1900
-1960
-1930
-1980
Wachtel 2/9
Fasan 9/3
Wasserralle 5/6
Tüpfelsumpfh. 2/7
Wachtelkönig 1/12
Teichhuhn 7/2
Bläßhuhn 8/2
Kranich 2/5
Großtrappe 4
Austernfischer 4
Triel 7
Flußregenpf. 8/8


Kiebitz 10/10
Goldregenpf. 3
Alpenstrandl. 3
Kampfläufer 8
Bekassine 2/9
Waldschnepfe 1/3
Uferschnepfe 6/7
Brachvogel 2/10
Rotschenkel 8/8
Bruchwasserl. 2
Flußuferl. 1/4
Sturmmöwe 6/1
Lachmöwe 10/8
Lachseeschw. 1/3
Flußseeschw. 4/11
Trauerseeschw. 1/4
Hohltaube 5/10
Ringeltaube 5/4
Turteltaube 5/6
Kuckuck 4/5
Schleiereule 1/9
+ 30 + 20 + 10 ± 0 - 10 - 20 - 30
-1900 -1960 -1980 -1930
Uhu 2/9
Steinkauz 1/8
Sumpfohreule 4
Ziegenmelker 7
Mauersegler 1/3
Eisvogel 3/9
Blauracke 7
Wiedehopf 5/9
Wendehals 3/8
Grauspecht 4/3
Grünspecht 2/7
Schwarzspecht 8/4
Mittelspecht 1/5
Kleinspecht 3/2
Haubenlerche 7/7
Heidelerche 2/9
Uferschwalbe 3/6
Rauchschwalbe 3/8
Mehlschwalbe 5/6
Brachpieper 3/4
Baumpieper 4/4
Wiesenpieper 3/6
Schafstelze 5/8
Gebirgsstelze 3/5
Wasseramsel 2/6
Heckenbraunell. 6/1
Rotkehlchen 6/1
Nachtigall 6/9
Blaukehlchen 3/7
Hausrotschw. 4/6
Gartenrotschw. 2/7
Braunkehlchen 2/9
Schwarzkehlch. 4/6
Steinschmätzer 2/8
Amsel 7/1
+30 +20 +10 ±0 -10 -20 -30
-1900 -1960 -1980 -1930
Wacholderdr. 10/3
Singdrossel 4/6
Misteldrossel 4/3
Feldschwirl 8/3
Schlagschwirl 5/2
Rohrschwirl 10/2
Seggenrohrs. 5
Schilfrohrsäng. 5/4
Sumpfrohrs. 3/7

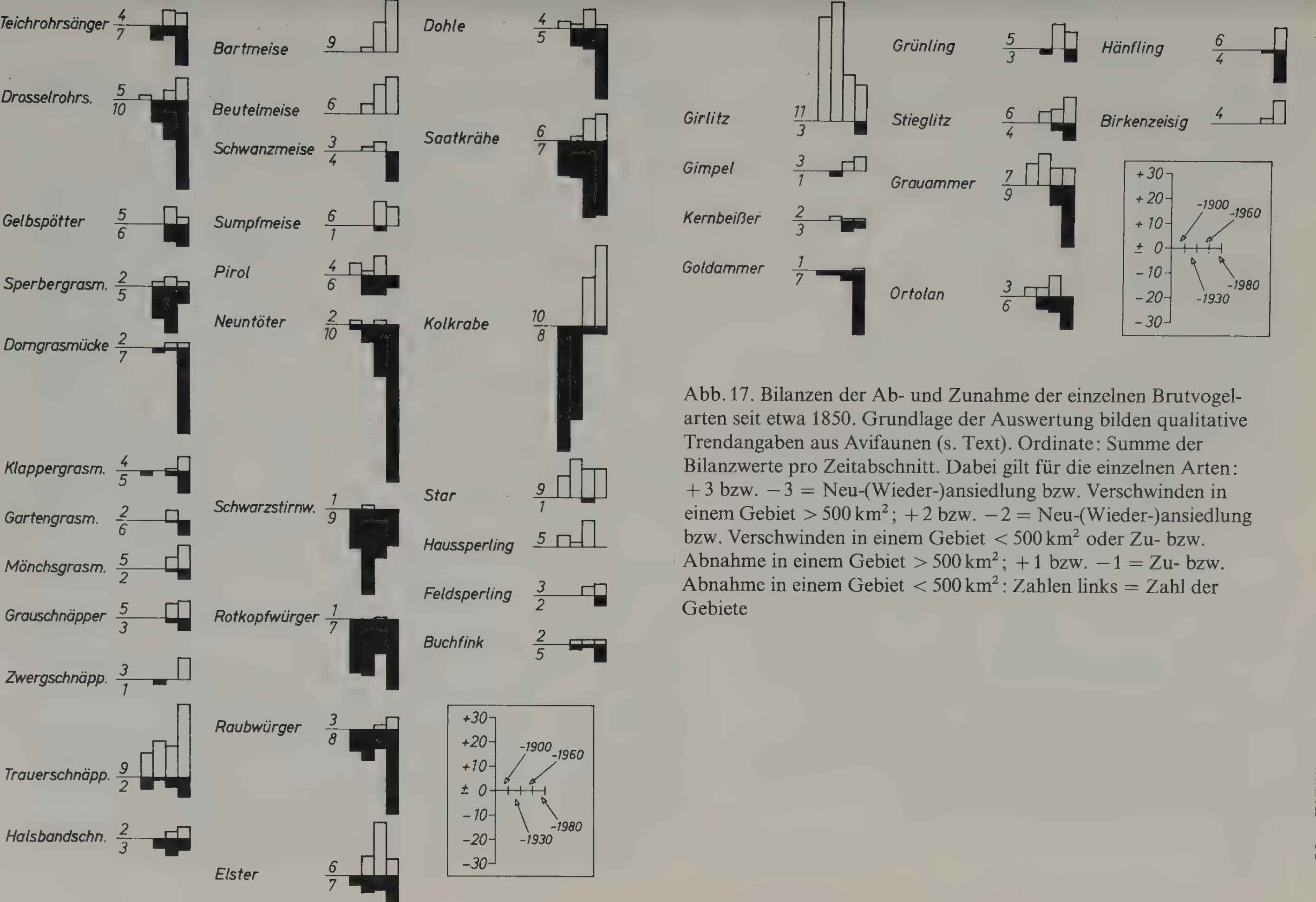


Abb. 17. Bilanzen der Ab- und Zunahme der einzelnen Brutvogelarten seit etwa 1850. Grundlage der Auswertung bilden qualitative Trendangaben aus Avifaunen (s. Text). Ordinate: Summe der Bilanzwerte pro Zeitabschnitt. Dabei gilt für die einzelnen Arten: $+3$ bzw. -3 = Neu-(Wieder-)ansiedlung bzw. Verschwinden in einem Gebiet $> 500\,km^2$; $+2$ bzw. -2 = Neu-(Wieder-)ansiedlung bzw. Verschwinden in einem Gebiet $< 500\,km^2$ oder Zu- bzw. Abnahme in einem Gebiet $> 500\,km^2$; $+1$ bzw. -1 = Zu- bzw. Abnahme in einem Gebiet $< 500\,km^2$: Zahlen links = Zahl der Gebiete

auch gar nicht vorrangig erforderlich. Doch dürfen Rote Listen nicht falsch interpretiert werden, wie dies häufig geschieht. Der Zustand bzw. die Dynamik der Vogelwelt eines Gebietes kann nur dann, auch unter dem Gesichtspunkt des Artenschutzes, richtig beurteilt werden, wenn eine Bilanz der Verlust- und Zuwachsseite vorgelegt wird (BEZZEL 1980a). Dieser Versuch soll im folgenden für das Gebiet der Abb. 2 unternommen werden, etwa in der Mitte des 19. Jh. beginnend. Entsprechend der anwachsenden Informationsmenge und -genauigkeit wird der Zeitraum von etwa 130 Jahren in zunehmend kleinere Abschnitte eingeteilt, wobei aus praktischen wie aus grundsätzlichen Überlegungen über kurzfristige Dynamik (Kap. 6) 20 Jahre die Untergrenze darstellen (Abb. 17).

Grundlage der Auswertung bilden Informationen aus rund 180 lokalen und regionalen Avifaunen seit etwa 1850 mit erkennbarer Gebietsabgrenzung, die mindestens einen der in Abb. 17 abgegrenzten Zeiträume erfassen. Voraussetzung bildet die Behandlung aller Brutvögel des jeweiligen Gebietes. Nicht berücksichtigt wurden Arbeiten, die nur einzelne Arten oder Artengruppen behandeln (vgl. Abschnitt 5.3) sowie solche über Gebiete von mehr als 50000 km². Gewertet wird nach folgendem Schema:

+ 3 = Neu-(Wieder-)ansiedlung in einem Gebiet über 500 km²
+ 2 = Zunahme in einem Gebiet über 500 km² bzw. Neu-(Wieder-)ansiedlung in einem Gebiet unter 500 km²
+ 1 = Zunahme in einem Gebiet unter 500 km²
− 1 = Abnahme in einem Gebiet unter 500 km²
− 2 = Abnahme in einem Gebiet über 500 km² bzw. Verschwinden in einem Gebiet unter 500 km²
− 3 = Verschwinden in einem Gebiet über 500 km²

In Anhang 4 sind die Gesamtbilanzen durch die Anzahl der Quadranten nach Abb. 2, die heute von der Art besiedelt sind, dividiert. Dadurch wird verhindert, daß die Dynamik häufiger und weit verbreiteter Arten überbewertet wird. Ein Quotient mit der Gesamtzahl der Daten pro Art, was also dem arithmetischen Mittel (Bilanzwert pro Meldung) gleich käme, würden die Verhältnisse von einem Ort bzw. aus einer Gegend möglicherweise überbewerten. Eine gleichmäßige Verteilung der Orte ist aber wegen der unterschiedlichen faunistischen Bearbeitung einzelner Teilgebiete nicht möglich.

Die jeweilige Bestandsgröße wird nicht berücksichtigt; es geht nur um die Bilanzen der vorstehenden Wertungen. Daher ist aus dem Endwert in Anhang 4 nicht ohne Vorbehalte die Bestandsgröße im Vergleich zum Ausgangszeitpunkt abzulesen, wenn auch stark negative oder stark positive Bilanzen ohne Zweifel mit Ab- oder Zunahme des gesamten Bestandes gleichgesetzt werden können. Einige weitere Vorbehalte dürfen bei der Interpretation nicht übersehen werden (vgl. auch ERZ 1976):

a) Die Zahl der Belege ist in den früheren Abschnitten des behandelten Zeitraums selbstverständlich viel geringer als in den späteren. Daher dürfen bei den meisten Arten die Einzelbewertungen nicht einfach addiert werden, nur die Bilanzen der unterschiedenen Abschnitte. Somit sagt also der unmittelbare Quervergleich der schwarzen bzw. weißen Säulenabschnitte in Abb. 17 nichts aus über die Dynamik, nur der relative Vergleich jeder Säule auf der Zeitachse nach ihrem weißen oder schwarzen Anteil.

b) Die gewerteten Aussagen sind durchaus subjektiv und um so ungenauer, je weiter man zurückgeht. Doch liegt ihnen andererseits die Erfahrung des mit einem Gebiet vertrauten Autors zugrunde, die zumal bei älteren Arbeiten heute kaum durch nachträgliches Quellenstudium ersetzt werden kann. Vielfach haben spätere Faunisten die Aussagen ihrer Vorgänger bereits kritisch überprüft, so daß Erfahrung und Fachkenntnisse vieler Autoren in diese Bewertung eingehen, mögliche Fehleinschätzung einzelner Bearbeiter also das Gesamtergebnis nicht nennenswert beeinflussen. Bei vielen Arten sind außerdem

die Tendenzen langfristig gesehen ganz eindeutig; die Diskussion kleiner Abweichungen vom Null-Wert ist angesichts der lebhaften Dynamik vieler Vogelbestände ohnehin in diesem Zusammenhang fruchtlos.

c) Schwerer wiegt die Tatsache, daß sicherlich nicht alle Brutvögel zu jeder Zeit die gleiche Aufmerksamkeit der Faunisten erfahren haben. So lassen sich auch auf dem hier gewählten Niveau von Bilanzen über viele Arten keine Aussagen machen. Dies betrifft oft gerade typische und heute oder einst »häufige« oder weitverbreitete Arten. Andererseits wiegen derartige Unterschiede der Beurteilung wiederum nicht so schwer, wenn man sich vergegenwärtigt, daß z.B. kleine Singvögel und große Greifvögel hinsichtlich ihrer Dynamik und Abundanz ohnehin kaum vergleichbar sind. Dies gilt auch für viele andere systematische und ökologische Gruppen. Auf alle Fälle ist festzuhalten, daß aus dem Fehlen von Aussagen zu den oben aufgeführten Bewertungspunkten keineswegs auf das Fehlen säkularer Veränderungen geschlossen werden darf. Die hier vorgelegte Bilanz gibt in erster Linie eben unseren Kenntnisstand wieder.

d) Der Einwand, die festgelegten Zahlengrößen von +3 bis −3 seien willkürlich gewählt, ist bis zu einem gewissen Grad richtig. Er wird aber durch die Bemerkungen zu a) bis c) weitgehend entkräftet. Eine Bewertung historischer Angaben, die unseren heutigen Kriterien kaum entsprechen, wird immer als willkürliche Entscheidung aufgefaßt werden können. Eine Prüfung der Ergebnisse mit anderer Auswertungsmethodik (s. Abschnitt 5.3) kann den Spielraum der willkürlichen Bewertung noch etwas eingrenzen.

5.2.2 Bilanzen seit 1850

Bewertet man aus Anhang 4 alle Arten außerhalb des Bereiches ± 0,5, bleiben 124. Somit wäre nach diesem Material unter Vernachlässigung einiger Meeresvögel bei etwas über 45% der Brutvögel die Bestandsdynamik innerhalb der letzten 130 Jahre unausgeglichen. 79 (= ca. 29%) weisen eine negative, 45 (= ca. 17%) eine positive Bilanz auf. Eine Verarmung der Vogelwelt im Laufe der Entwicklung der Kulturlandschaft ist bereits aus diesen einfachen Zahlen ablesbar, denn Verlust zum Zuwachs verhält sich etwa wie 1 : 0,57. Noch ungünstiger wird die Verteilung, wenn wir nur Arten außerhalb des Bereiches von ± 1 vergleichen. Hier stehen 66 Arten mit negativer Bilanz 26 mit positiver gegenüber; das Verhältnis beträgt 1 : 0,39. Man kann also als Näherungswert festhalten, daß auf rund drei Arten, die gebietsweise ausgestorben sind oder zumindest allgemein drastisch abgenommen haben, nur eine Art kommt, die eine vergleichbare deutliche Zunahme erfahren hat oder neu eingewandert ist. Rund 55% der Brutvögel sind, ungeachtet möglicher starker Schwankungen, insgesamt gesehen nicht von einschneidenden Bestandsänderungen betroffen worden. Diese Zahlen gelten jedoch nur im Überblick für das in Abb. 2 umgrenzte rechte vielgestaltige Gebiet. Für einzelne Landschaften ist die Bilanz unter Umständen viel ungünstiger (s. Abschnitt 5.5.2). Der Gesamtverlust an Arten ist also etwa mit 10 bis 15% anzusetzen.

Die Bilanzen sind aber über systematische und/oder ökologische Gruppen ungleich verteilt. Das aus Anhang 4 in den Tabellen 5.3 bis 5.5 ausgewertete Material deutet einige solcher Unterschiede an. Die hier erkennbaren verschiedenen Trends überschneiden sich freilich, so daß einzelne Faktoren einander additiv oder kompensatorisch überlagern. Beispiele: Ausgeprägte Insektenfresser sind häufig auch Langstreckenzieher; unter den Singvögeln dominieren Kleinvögel. Es wäre verfehlt, aus diesen groben Zuordnungen bereits weitreichende Schlüsse auf die Ursachen der säkularen Dynamik ziehen zu wollen.

Tab. 5.3. Bilanz der Bestandsveränderungen einzelner Artengruppen in % der jeweiligen Artenzahl. Berücksichtigt sind Bilanzen ⩽ –0,5 bzw. ⩾ +0,5 des Anhangs 4. * = Bilanzveränderung durch Aussetzen bzw. Gefangenschaftsflüchtlinge

	positiv	negativ	Quotient
Singvögel	29	30	0,97
Nichtsingvögel	12	48	0,25*
Landvögel	6	52	0,12*
Wasservögel	26	41	0,63*
Kleinvögel (bis 125 g)	21	18	1,17
Großvögel	10	42	0,24*

Tab. 5.4. Bilanz der Bestandsänderungen einzelner nach Nahrungswahl zusammengefaßter Gruppen (vgl. Tab. 4.3), % der Artenzahlen. Einige Arten bei mehreren Gruppen gewertet

	positiv	negativ	Quotient
Fischjäger	6	62	0,1
Vogeljäger	0	57	0
Säugetierjäger	0	70	0
Gemischtköstler und überwiegend vegetabilische Nahrung	38	20	1,9

Tab. 5.5. Quotienten der Bilanzwerte aus Anhang 4 bei einigen Singvogelgruppen. Im Unterschied zu Tab. 5.2. und 5.3. sind hier nicht die gesamten Artenzahlen für jede Gruppe berücksichtigt, sondern nur der Vergleich von Zu- und Abnahme

	n	$\frac{\text{positiv}}{\text{negativ}}$
Gemischtköstler	34	2,4
carnivor (meist Evertebraten)	33	0,38
Bodenbrüter	9	0,0
Höhlen- und Nischenbrüter	12	2,0
Langstreckenzieher	27	0,32
Kurzstrecken- und Teilzieher	22	2,67
Stand- und Strichvögel	18	2,75

Ganz allgemein läßt sich sagen, daß durch die Entwicklung der letzten 130 Jahre Großvögel stärker in Mitleidenschaft gezogen wurden als Kleinvögel und vor allem Angehörige höherer Konsumentenstufen (Wirbeltierjäger, insbesondere große Beutegreifer; Großinsektenjäger). Abgesehen von einigen Schwimmvögeln, die von der Anlage großer Stauseen und der allgemeinen Gewässereutrophierung profitierten, weisen auch Bewohner von Feuchtgebieten zu hohem Prozentsatz negative Bilanzen auf (Abb. 17; An-

hang 4). Singvögel können mit den Bedingungen der modernen Kulturlandschaft im allgemeinen besser fertig werden. Unter ihnen weisen allerdings Insektenfresser und/oder Langstreckenzieher sowie Bewohner von Ödländern oder extensiv genutzten Flächen unterdurchschnittliche Bilanzen auf.

Die angedeuteten Tendenzen spiegeln sich auch in der säkularen Dynamik einzelner systemischer Gruppen wider. Von 24 Greifvögeln (Accipitridae, Pandionidae, Falconidae) weisen nicht weniger als 17 einen Indexwert unter $-0{,}5$ auf; keiner einen positiven. Von 10 Eulen sind immerhin 5 mit negativem Indexwert vertreten, keine weist mehr als $+0{,}5$ auf. Ähnliche Verhältnisse finden wir bei den Limikolen, von denen nur wenige die Verluste an Brutplätzen ausgleichen konnten. Bemerkenswerte Unterschiede ergeben sich bei systematisch nahestehenden, ökologisch jedoch unterschiedlichen Gruppen, wie Möwen und Seeschwalben. Abweichend vom allgemeinen Trend weisen Singvögel mit mehr oder minder hohem vegetabilischem Nahrungsanteil und/oder wenig ausgeprägtem Zugverhalten überwiegend positive Bilanzen auf (Tab. 5.5). Nur Schwimmvögel mit vergleichbarer allgemeiner Charakterisierung (einige Gründel- und Tauchenten, Bläßhuhn, Teichhuhn: vielseitige Nahrung mit mehr oder minder hohen vegetabilischem Anteil; Kurzstrecken- oder Teilzieher) verhalten sich als Gruppe ähnlich abweichend. So finden wir also unter den Land- und Wasservögeln grundsätzlich ähnliche allgemeine Tendenzen der Bilanzen von Zu- und Abnahme verteilt auf Nahrungstypen.

In den einzelnen Zeitabschnitten von 50, 30, 30 und 20 Jahren (Abb. 17) nimmt die Zahl der Einzelmeldungen trotz kürzer werdender Perioden exponentiell zu, was der allgemeinen Informationszunahme (vgl. Abschnitt 5.1) entspricht (Abb. 18, Tab. 5.6). Die Zunahme der Zahl der Arten, für die Zu- oder Abnahme registriert wird, verläuft dagegen gebremst (Abb. 18). Dies bedeutet, daß die Zahl der Arten mit auffallenden Bestandsänderungen schon in der 2. Hälfte des 19. Jh. relativ hoch war. Das ist um so bemerkens-

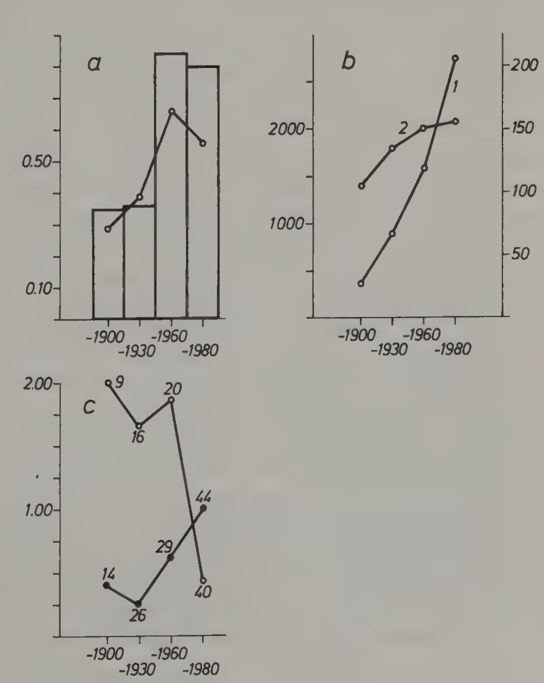


Abb. 18 a. Verhältnis der negativen zu positiven Bewertungen über den Bestandstrend der Brutvögel nach Tab. 5.6 (Säulen) bzw. ab- und zunehmender Arten (Kurve).
b. Zahl der Einzelmeldungen (linker Maßstab, Kurve 1) und Zahl der Arten, über die Meldungen vorliegen (rechter Maßstab, Kurve 2).
c. Verhältniswerte der Arten bzw. Zeitabschnitt, die den jeweils günstigsten bzw. ungünstigsten Bilanzwert ihrer Dynamik seit 1850 erreichen; Kreise = Singvögel, Punkte = Nichtsingvögel; Zahlen = jeweils pro Periode gewertete Arten (nur Bilanzwerte, die mehr als ± 3 von 0 abweichen berücksichtigt; Details s. Abb. 17).

Tab. 5.6. Anzahl der Meldungen entsprechend dem Bewertungsschema pro Zeitabschnitt sowie Zahl der Arten mit positiver bzw. negativer Bilanz

Zeitabschnitt	Bewertung	Meldungen		Quotient	Arten		Quotient
		+	–		+	–	
1851–1900	1	15	17	0,88	23	81	0,29
	2	47	137	0,34			
	3	46	140	0,33			
1901–1930	1	16	108	0,15	31	105	0,39
	2	151	398	0,38			
	3	62	163	0,38			
1931–1950	1	175	287	0,61	60	91	0,66
	2	362	546	0,66			
	3	117	105	1,11			
1951–1980	1	308	513	0,60	56	100	0,56
	2	440	576	0,76			
		110	80	1,38			

werter, als damals manche Arten nicht bekannt waren (z.B. Zwillingsarten) oder zumindest wegen ihrer versteckten Lebensweise kaum eine Vorstellung ihrer Verbreitung oder ihrer Populationsgröße bestand. So war z.B. über verschiedene Wasser- und Sumpfvögel, aber auch Brutvögel in der Alpinstufe kaum etwas bekannt. Die Zunahme der Einzelmeldungen im Laufe der folgenden Jahrzehnte bedeutet also in erster Linie verbesserte Information über einzelne Arten und/oder Ausweitungen der beobachteten Bestandsrückgänge oder -zunahmen, so daß jetzt aus vielen Teilgebieten entsprechende Befunde publiziert wurden. Besonders Informationen aus kleineren Gebieten unter 500 km^2 haben sehr zugenommen. In Tab. 5.6 vervierfacht sich z.B. die Zahl der Meldungen mit der Bewertung + 1 oder − 1 (also Trendmeldungen aus Gebieten < 500 km^2) jeweils von der ersten zur zweiten und von der zweiten zur dritten Periode, während die Zahl der Meldungen aller Kategorien sich lediglich verdoppelt. Schon dies zeigt die Verfeinerung des Rasters der faunistischen Erhebungen.

Vor diesem Hintergrund ist nun das allgemeine Ergebnis zu werten, daß das Verhältnis der positiven und negativen Meldungen genau wie jenes der Arten mit positiver und negativer Bilanz im Laufe der Zeit nicht zugenommen hat. Vielmehr ist sein Wert in den ersten beiden Abschnitten einheitlich niedrig und liegt in den beiden folgenden auf einem wesentlich höherem Niveau (Tab. 5.6, Abb. 18). Somit wäre also die Verarmung der Avifauna im 19. Jh. und in den ersten Jahrzehnten des 20. Jh. relativ rascher als in neuester Zeit vor sich gegangen. Dies scheint der allgemeinen Ansicht einer wachsenden Beschleunigung negativer Veränderungen im Artenspektrum durch zunehmende Intensivierung der Landnutzung zu widersprechen und einen wesentlichen Teil der durch die Gesamtbilanz (Anhang 4) ausgewiesenen Verluste in die Anfangszeit der Entwicklung der letzten 130 Jahre zu verlegen.

Zur kritischen Überprüfung des Ergebnisses bieten sich u.a. folgende Überlegungen an:

a) In der Anfangsphase der modernen Avifaunistik könnten Bestandsabnahmen und/oder regionales Verschwinden stärkere Beachtung als Bestandszunahmen und Einwanderungen gefunden haben.

b) Abnahme und Aussterben bzw. Zunahmen und Neuansiedlungen vollziehen sich in unterschiedlichem Tempo oder werden unterschiedlich rasch erkannt, vor allem im zunächst groben Zeit- und Flächenraster der faunistischen Arbeiten früherer Jahrzehnte.

c) Einschneidende Veränderungen in der 2. Hälfte des 19. Jh. und um die Jahrhundertwende haben empfindliche Arten und Artengruppen so stark getroffen, daß mit ihrem Zusammenschmelzen auf kleine Restbestände ihr Schicksal in vielen Gebieten bereits vor der Mitte des 20. Jh. besiegelt war und diese Arten daher in späteren Bilanzen nicht mehr auftauchen.

d) Umgekehrt könnte Bestandszunahme, Ausbreitung oder Einwanderung typischer Arten der heutigen Kulturlandschaft im wesentlichen erst nach den entscheidenden Einbußen bei anderen Arten erfolgt sein. So würde die Bilanz dann etwas freundlicher gestaltet.

e) Möglicherweise hat der sich erst im 20. Jh. allmählich entwickelnde Artenschutz in neuester Zeit Früchte getragen, die mit für eine Verschiebung der Bilanzen in Betracht kommen.

f) In den hier ausgewerteten Bilanzen kommen viele z. T. sehr einschneidende Änderungen der allerneuesten Zeit noch nicht zur Geltung, da sie in den Lokal- und Regionalavifaunen noch kaum ausgewertet wurden.

g) Schließlich ist nicht zu vergessen, daß auch Faktoren, die nicht auf die vom Menschen verursachte Veränderung des Landschaftsbildes und der Biotopstrukturen im behandelten Gebietsausschnitt unmittelbar zurückzuführen sind, in Betracht kommen. Für einige Arten ist z.B. die Wirkung von langfristigen Klimaschwankungen erwiesen (s. Abschnitt 5.3). Auch sind einige Veränderungen eindeutig auf Vorgänge und Entwicklungen in benachbarten Gebieten Europas zurückzuführen, die auf die Vogelwelt des hier behandelten Raumes nicht ohne Folgen blieben (vgl. Abschnitt 5.1).

Wahrscheinlich spielen die meisten der vorgenannten Überlegungen bei der kritischen Interpretation des Ergebnisses eine gewisse Rolle. Die unter c) und d) erwähnten Umstände würden bedeuten, daß in der Entwicklung der gegenwärtigen Zusammensetzung der Avifauna der Kulturlandschaft zunächst gravierende Veränderungen eingetreten sind, als deren Ergebnis eine der weiteren Entwicklung gegenüber wesentlich unempfindlicher Artengesellschaft übrig blieb, deren Bilanzen ausgeglichener waren.

Eine Auswertung der Abb. 17 zeigt auf den ersten Blick, daß das Schicksal einzelner Arten sehr unterschiedlich verlief. Mindestens 11 Arten (Seeadler, Schreiadler, Steinadler, Fischadler, Kornweihe, Goldregenpfeifer, Alpenstrandläufer, Blauracke, Ziegenmelker, Schwarzstirnwürger, Rotkopfwürger) haben offenbar bereits in der Anfangsphase so stark abgenommen, daß ihre Restbestände später in den Bilanzen entweder gar nicht oder nur noch ausnahmsweise auftauchen. Bedingt gilt dies auch mit gewisser zeitlicher Verschiebung für etwa 17 weiteren Arten, darunter z. B. Rohrdommel, Birkhuhn, Haselhuhn, Auerhuhn, Großtrappe, Kranich, Brachpieper, Blaukehlchen usw. Im Gegensatz dazu ist nur bei etwa 9 Arten, die ebenfalls anfangs sehr starke negative Bilanzen aufwiesen, eine Tendenzwende erkennbar (Kolkrabe, Flußregenpfeifer, Kiebitz, Lachmöwe, Rohrweihe und eventuell bei Krickente, Schwarzstorch, Uhu, Flußseeschwalbe). Nicht weniger als 47 Arten weisen im Unterschied dazu die stärksten negativen Bilanzen in der letzten Periode auf, darunter sehr viele Singvögel.

Es sieht also so aus, als ob in der ersten Phase vor allem viele Großvögel negative Bilanzen aufwiesen und später erst Singvögel mit starken Verlusten an die Reihe kamen.

Diese Vermutung stützt Abb. 18c: Das Verhältnis der Arten, mit der jeweils günstigen und ungünstigsten Bilanz ihrer Dynamik seit 1850 ist bei den Nichtsingvögel in den ersten Abschnitten sehr ungünstig, um sich dann in den letzten Jahrzehnten auf einem ausgeglichenem Niveau einzupendeln. Bei den Singvögeln ergibt sich genau das umgekehrte Verhältnis. Ursprünglich überwogen bei den Arten mit ausgeprägten Bestandsveränderungen zunächst positive Bilanzen, so daß Verhältniswerte von über 1,0 oder 1,5 erreicht wurden. Erst in den letzen beiden Jahrzehnten ist dies Verhältnis drastisch gesunken und deutet an, daß nunmehr auch die Singvögel von zunehmend negativen Bilanzen betroffen sind. Abb. 17 gibt Aufschluß über die Verhältnisse bei den einzelnen Arten.

Somit ist nicht nur ein stärkerer Trend zur Abnahme bzw. negativen Bilanz bei Großvögeln gegenüber Kleinvögeln bzw. Singvögeln feststellbar, sondern auch ein genereller zeitlicher Unterschied. Von den frühen Phasen der Entwicklung der Kulturlandschaft in den letzten 130 Jahren waren viele Großvogelarten betroffen, während Verschiebungen im Artenspektrum der Singvögel sich noch in Grenzen hielten. Erst neuerdings mit den durch zunehmende Intensität der Nutzung bedingten Änderungen sind auch Singvögel in stärkerem Umfang von Abnahme betroffen.

5.3 Bestandsaufnahmen an einzelnen Arten

Der Versuch, durch Bilanzen zu Abschätzungen der säkularen Dynamik von Arten bzw. Artengemeinschaften zu kommen, kann kritisch ergänzt werden durch Versuche, für einzelne Arten quantitative Angaben oder zumindest Einzeldaten zusammenzutragen und auszuwerten. Er ist in einer größeren Anzahl von Avifaunen und Atlaswerken für verschiedene Gebiete unternommen worden. Auch die entsprechenden Abschnitte im »Handbuch der Vögel Mitteleuropas« versuchen, auf knappem Raum die langfristige Bestandsdynamik der behandelten Arten in Mitteleuropa darzustellen. Handbuch- und Avifaunenmaterial ist Grundlage für die nachfolgenden Abschätzungen der Bestandstrends für einzelne Arten, ergänzt durch die Auswertung vieler Arbeiten, die sich mit Einzelarten im besonderen befassen. Einige der wichtigsten von ihnen sind jeweils bei den betreffenden Arten angegeben.

Lückenlose, langfristige Zählreihen über den Bestand einzelner Arten in mehr oder minder großen Gebieten gibt es kaum. Bei langfristigen Zählungen über 20 bis 30 Jahre hinaus ist außerdem oft das Problem der Vergleichbarkeit der Ergebnisse nicht immer zu lösen. Vergleichbarkeit ist bei der Beurteilung von Trends oft wesentlicher als die Genauigkeit der Einzelzählungen (vgl. POLTZ 1977). Am ehesten lassen sich noch Bestände auffälliger oder koloniebrütender Arten über längere Zeit zurückverfolgen, zumindest in kleinen Gebieten. Vergleiche verschiedener Angaben, vor allem auch Rekonstruktionen der ehemaligen Verbreitung im Vergleich mit der heutigen, lassen häufig Schlüsse auf die Dynamik zu. Wir sind also bei der Beurteilung der säkularen Dynamik vieler Arten auf qualitative Angaben oder relative Zählungen, grobe Schätzungen und subjektive Beurteilung der Situation angewiesen. Absolute Zahlen stehen uns meist erst aus den letzten Jahrzehnten zur Verfügung. Eine allgemeine Methodik zur Auswertung alter Quellen gibt es nicht. Glücklicherweise sind jedoch für sehr viele Arten zumindest für Einzelgebiete von Spezialisten oder guten Kennern der örtlichen Verhältnisse kritische Übersichten und Beurteilungen erarbeitet worden, die die Interpretation älterer Angaben sehr erleichtern.

Die nachfolgende Übersicht nimmt nur eine ganz grobe Wertung vor. Vor allem ist zu berücksichtigen, daß beobachtete Trends der Bestandsdynamik bei einzelnen Arten nicht

überall gleichsinnig und gleichzeitig abliefen und immer wieder mit kurzzeitigen oder langfristigen Schwankungen zu rechen ist. Dies demonstrieren einige Fallbeispiele, die im Anschluß an die allgemeine Übersicht behandelt werden (Abschnitt 5.5). Die Übersicht legt ihren Schwerpunkt wiederum auf eine zusammenfassende Bilanz der Entwicklungen im Artenspektrum der Vögel der Kulturlandschaft als kritische Ergänzung oder gegebenenfalls Korrektur der im vorhergehenden Abschnitt auf Grund anderer Auswertungsmethodik erhaltenen Ergebnisse.

Im einzelnen lassen sich folgende Trends in der säkularen Dynamik bei Arten und Artengruppen unterscheiden (Hinweise auf Handbücher und große Faunenwerke sind nicht angeführt, dagegen Beispiele für monographische Darstellungen oder interessante Einzelbefunde mit meist weiterführender Literatur):

A Arten, die etwa seit 1850 (oder früher) abnehmende Tendenzen zeigen und vermutlich heute geringere Populationsstärken aufweisen als vor der Jahrhundertwende.

A1 Allgemeine und z.T. sehr drastische Abnahme der Bestände seit Mitte des 19. Jahrhunderts, die gebietsweise auch zu völligem Verschwinden führte:

Rohrdommel; Fischadler; Seeadler; Schlangenadler; Zwergadler; Schreiadler; Birkhuhn (Zusammenfassung neuester Ergebnisse Beih. 16 Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg; s. Abschnitt 5.5.1); Kranich (mit Tendenzen zur Stabilisierung von Populationen in neuester Zeit als Folge von Biotopschutzmaßnahmen); Zwergtrappe; Großtrappe; Wachtelkönig (trotz erheblicher Schwankungen); Alpenstrandläufer; Kampfläufer; Bruchwasserläufer; Flußuferläufer; Trauerseeschwalbe; Sumpfohreule (trotz starker Bestandsschwankungen und Invasionen); Blauracke (Creutz 1964, 1979).

A2 Allgemeine Abnahme seit etwa 1850 mit regionalen oder lokalen bzw. zeitlich befristeten Erholungen bzw. Ausnahmen:

Kormoran; Weißstorch (s. Abschnitt 5.5.1); Schwarzstorch; Steinadler; Auerhuhn (Knolle 1973, Müller 1974, Scherzinger 1976); Uhu (Herrlinger 1973, Görner 1973, Rockenbauch 1978, Wickl 1979); Wendehals.

A3 Gebietsweise Abnahme seit etwa 1850 mit regionalen oder überregionalen Erholungen:

Graugans (neuerdings z.T. erfolgreiche Einbürgerungsversuche und Zunahme bzw. Stabilisierung des Bestandes, z.B. Frädrich & Naacke 1974, Hummel 1978, Hemke 1979); Rotmilan; Haselhuhn (Bergmann u.a. 1978); Steinhuhn (Lüps 1981); Habichtskauz (wahrscheinlich); Weißrückenspecht (wahrscheinlich).

A4 Allgemeine Abnahme seit 1900, verstärkt seit etwa 1950:

Gänsesäger (mit regionalen Erholungen); Habichtsadler; Goldregenpfeifer; Rebhuhn (Reichholf 1973c); Eisvogel; Blaukehlchen (mit regionalen Erholungen); Raubwürger (Ristow & Braun 1977, Sonnabend & Poltz 1978; s. Abb. 41); Schwarzstirnwürger (mit Schwankungen bereits ab 2. Hälfte 19. Jh.; starker Rückgang seit 1950, Niehuis 1968); Saatkrähe (Feijen 1976, Fallet 1978, Kooiker 1979, Magerl 1980, Bossenbroek 1981 s. Abschnitt 5.5.1).

A5 Zunahme im 19. Jahrhundert; seit etwa 1900 allgemeine und stetige Abnahme:

Moorente; Wachtel; Tüpfelsumpfhuhn; Wiedehopf (trotz starker Schwankungen und vorübergehender Arealausweitungen); Hohltaube (mit zwischenzeitlichen Erholungsphasen).

A6 Seit 1850 oder 1900 Zunahme, ab spätestens 1950 Abnahme:

Brachvogel; Haubenlerche.

A7 Schwankungen seit etwa 1900 mit überwiegender Abnahmetendenz, vor allem in den letzten Jahrzehnten:

Rothalstaucher (zumindest regional); Knäkente; Wespenbussard; Habicht (allerneueste Bestandserholungen müssen erst abgewartet werden, um eine eindeutige Tendenzwende zu erkennen); Seeregenpfeifer; Waldschnepfe; Rotschenkel; Turteltaube; Ziegenmelker (seit etwa 1950 deutliche Abnahme); Mittelspecht.

A8 Allgemeine Abnahme seit etwa 1940 bis 1950 oder später, z.T. auch gebietsweise verschwunden:

Löffler; Zwergdommel; Kornweihe; Wiesenweihe (Kussmaul 1980); Sperber (nach Erholung ca. 1930 bis 1950); Rötelfalke; Wanderfalke (Deppe 1980); Triel (regionale Ausnahmen z.B. Christen 1980); Bekassine (vielerorts schon ab etwa 1900 Abnahme); Schleiereule (mit starken Schwankungen, z.B. Braaksma & de Brouijn 1976, Ziesemer 1980); Zwergohreule; Steinkauz (Juillard 1980, Ullrich 1975, 1980); Heidelerche; Uferschwalbe; Gartenrotschwanz; Braunkehlchen; Schwarzkehlchen; Dorngrasmücke (Berthold 1973, Conrad 1974); Schilfrohrsänger (Hubatsch 1977, Berndt & Frantzen 1974); Seggenrohrsänger (Wawrzyniak & Sohns 1977); Drosselrohrsänger (Berndt & Frantzen 1974, Hubatsch 1977, Berthold & Querner 1979); Neuntöter (s. Abschnitt 5.5.1); Rotkopfwürger (Hölzinger 1974, Ullrich 1975); Ortolan (Helb 1974, Mildenberger & Müller 1976, Eifler 1980).

A9 Seit etwa 1950 oder später lokale oder mögliche allgemeine Abnahme, Tendenz nicht einheitlich erkennbar:

Baumfalke (Fiuczynski 1981, Benoit 1981); Feldlerche; Rauchschwalbe; Mehlschwalbe (Hölzinger 1978, Rappe 1978, Bruderer & Muff 1979); Wiesenpieper (teilweise auch Zunahme, z.B. Hudec & Stastny 1979); Steinschmätzer; Gelbspötter; Sperbergrasmücke, Goldammer; Grauammer (Hesse & Knoblauch 1976).

B Brutvögel mit sicherer oder möglicher Tendenzwende: seit Mitte des 19. Jahrhunderts zunächst Abnahme, dann Stabilisierung bzw. mehr oder minder deutliche Erholung.

B1 In der Regel jedoch heutiger Bestand geringer oder nicht höher als im 19. Jahrhundert:

Graureiher (s. Abschnitt 5.5.1); Rohrweihe; Schwarzmilan; Flußregenpfeifer; Flußseeschwalbe; Nachtigall (Scherner & Wilde 1972, Hesse & Sell 1976, Flade 1979, Creutz 1980); Bartmeise (Keler 1974, Dorka & Hölzinger 1974, Antoniazza & Levêque 1977); Kolkrabe (Gothe 1961, Alpers 1971, Sellin 1978).

B2 Heutiger Bestand möglicherweise größer als im 19. Jahrhundert:

Haubentaucher (neuerdings wieder Bedrohung mit lokaler Abnahme z.B. Leys & de Wilde 1971, Melde 1973, Zang 1976, Fuchs 1978, Flade 1979, Ranftl 1980); Brandente; Eiderente; Kiebitz; Säbelschnäbler; Lachmöwe (Litzbarski 1975, Reichholf & Schmidtke 1977, Bruderer & Bühlmann 1979, Smit & Wolff 1980, doch auch Rückgang neuerdings z.B. Berndt 1980).

C Arten, die seit etwa 1850 zunehmende Tendenz zeigen, eingewandert sind oder ihr Areal vergrößert haben.

C1 Allgemeine Zunahme und Arealerweiterung seit etwa 1850:

Schwarzhalstaucher (neuerdings starke Schwankungen, Nowak 1975, Prinzinger 1979); Ringeltaube; Amsel; Wacholderdrossel (neuere Angaben z.B. Nothdurft 1972, Schifferli & d'Alessandri 1975, Bosselmann 1978, Teixeira 1979); Star; Haussperling; Feldsperling; Grünling; Girlitz (Nowak 1975); Karmingimpel (mit Unterbrechungen; Czikeli 1976, Bozhko 1980).

Einbürgerung und Gefangenschaftsflüchtlinge:

Höckerschwan (Scherner 1974, 1980, Mayer 1969, Reichholf 1973b, Feiler 1974); Jagdfasan; Straßentaube.

C2 Gebietsweise Zunahme und Arealerweiterung seit etwa Mitte des 19. Jahrhunderts:

Löffelente (neuerdings z.T. Abnahmetendenz); Schellente (z.T. unterschiedliche Entwicklung und Rückschläge); Schwarzspecht; Heckenbraunelle; Hausrotschwanz.

C3 Sichere gebietsweise Zunahme und Neuansiedlung seit etwa 1900:

Schnatterente (mit Rückschlägen und lokalen Abnahmen); Kolbenente; Tafelente (NOWAK 1975); Reiherente (NOWAK 1975, LEBRETON & ROCHETTE 1979, FELLENBERG 1981b); Bläßhuhn; Austernfischer (nach mutmaßlicher Abnahme im 19. Jh.); Uferschnepfe (lokale Einbußen in neuester Zeit); Sturmmöwe (SMIT & WOLFF 1980); Silbermöwe (HAARMANN 1972, GOETHE 1973, TEIXEIRA 1979, SMIT & WOLFF 1980); Heringsmöwe; Mauersegler (mit Rückschlägen und Bestandseinbußen); Misteldrossel; Rohrschwirl (BERNDT & SCHLENKER 1974); Sumpfrohrsänger; Grünlaubsänger (NOWAK 1975); Sommergoldhähnchen; Trauerschnäpper.

C4 Mögliche regionale Zunahme seit etwa 1900 oder früher: Teichhuhn; Sandregenpfeifer; Haubenmeise; Blaumeise; Kohlmeise; Elster; Buchfink.

C5 Allgemeine oder regionale Einwanderung und/oder Zunahme seit etwa 1950 oder früher:

Purpurreiher; Rauhfußkauz (früher übersehen?); Türkentaube (s. Abschnitt 5.5.1); Blutspecht (NOWAK 1975); Schlagschwirl (KASPAREK 1975, BEHRENS 1980); Birkenzeisig (BLASZYK 1969, BEZZEL 1974a, FELLENBERG 1981a); Weidenmeise (regional z.B. ZANG 1979).

C6 In den letzten 10 bis 20 Jahren Arealerweiterung bzw. -vorstöße, Zunahme und Neuansiedlungen, ohne daß deren Beständigkeit bereits gesichert erscheint (zur kritischen Sichtung solcher Befunde vgl. z.B. RINGLEBEN 1974/75):

Zwergmöwe (VEEN 1981); Schwarzkopfmöwe (STAUDINGER 1978, SCHLENKER 1973); Seidensänger (BECKER 1975, BONHAM & ROBERTSON 1975, TEIXEIRA 1979); Cistensänger (GÉROUDET & LEVÊQUE 1976); Orpheusgrasmücke: Blaßspötter (FINTHA 1979); Beutelmeise (REICHHOLF-RIEHM & UTSCHICK 1974, FRANZ u.a. 1979, KORTNER 1980, ROCHLITZER & KÜHNEL 1979); Gimpel.

Im einzelnen sind diese Zuordnungen natürlich problematisch und kritikanfällig; bei manchen Arten ist eine klare Entscheidung kaum möglich. So stellt auch diese Übersicht nur einen Versuch dar, der höchstwahrscheinlich durch neuere Ergebnisse und kritische Sichtungen da und dort korrigiert werden muß. Am Gesamtbild werden aber kleinere Korrekturen wenig ändern.

Wenn man aus den vorstehenden Wertungen eine grobe Bilanz zieht, dann ergeben sich ohne Berücksichtigung der Arten in B2 und der Straßentaube 99 Arten (= 35% der Brutvögel), die sicher oder zumindest wahrscheinlich heute seltener oder weniger weit verbreitet sind als um die Mitte des 19. Jahrhunderts. Für 54 (= 20%) Arten gilt das Umgekehrte. Die absoluten Artenzahlen sind etwas höher als jene der Bilanzen. Dies hängt nicht nur mit möglicherweise etwas verbesserter Information auf Grund einzelner Artmonographien zusammen, sondern vor allem auch damit, daß unter A9 und C6 Arten aufgeführt wurden, die erst in neuester Zeit eindeutige Tendenzen zeigen und in den Bilanzen der Avifaunen teilweise noch nicht erscheinen. Obwohl es sich hier strenggenommen nicht um langfristige Tendenzen handelt, ist ihre Behandlung zur Darstellung der gegenwärtigen Situation der Vogelwelt der Kulturlandschaft durchaus notwendig, da die neueste Entwicklung oft zu drastischen Entwicklungen im Artenbestand innerhalb kürzester Zeit führen kann. Das Verhältnis von Verlust und Zunahme entspricht mit 1 : 0,55 jedoch recht genau jenem aus den Bilanzen der Avifaunen (s. Abschnitt 5.2.2).

Aus den beiden Versuchen läßt sich weiterhin übereinstimmend ableiten, daß wir etwa

Tab. 5.7. Vergleich der Zahlen von Arten, die sicher bzw. wahrscheinlich seit etwa 1850 ab- bzw. zugenommen haben. Jede Art nur einmal gewertet. – = Abnahme, + = Zunahme, n = Artenzahl; Q = Quotient aus Zu- und Abnahme

Zeitpunkt	Alle Arten			Nichtsingvögel		Singvögel	
	+	–	Q	n	Q	n	Q
ab 1850	16	38	0,42	42	0,20	12	3,00
ab 1900	24	26	0,92	32	0,60	18	3,00
ab 1950	14	34	0,41	20	0,43	28	0,40

über die Hälfte der Brutvögel keine Angaben machen können, ob die heutige Populationsgröße oder Form und Größe des Areals wesentlich von jenen vor rund 130 Jahren verschieden ist. Etwa 1/3 der Brutvögel hat abgenommen und ist gebietsweise ausgestorben, knapp 20% haben zugenommen oder sind neu eingewandert. Damit ergibt sich ein Fehlbetrag in der Bilanz von etwa 10% der Arten. Dieser Fehlbetrag verteilt sich natürlich sehr ungleich auf einzelne Gebiete und Landschaften sowie vor allem auch über systematische und ökologische Gruppen. Dieser letztere Umstand wiegt ohne Zweifel schwerer als die reine Bilanz nach Artenzahlen.

Der Verlauf des eindeutig belegten Artenrückgangs, in Tab. 5.7 nochmals aus der Auswertung der vorstehenden Übersicht dargestellt, deckt sich weitgehend mit den Ergebnissen aus den Bilanzen der Avifaunen, auch wenn bei einzelnen Arten unterschiedliche Einstufungen nach den einzelnen Materialgruppen erfolgen. Wir können wiederum eine sehr hohe Verlustbilanz in der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts feststellen, an der in erster Linie Nichtsingvögel, also Großvögel beteiligt sind. Eine neue Welle der Verluste begann Mitte des 20. Jahrhunderts; diesmal sind vor allem Singvögel betroffen. Wie verschiedene Beispiele zeigen (z.B. Gartenrotschwanz, Dorngrasmücke, neuerdings auch Feldsperling, Berndt & Winkel 1980) ist heute selbst bei »häufigen« Arten erhöhte Aufmerksamkeit angebracht.

5.4 Über die Ursachen von langfristigen Bestandsänderungen

Die Besiedlung eines Areals durch eine Vogelart hängt abgesehen von den faunengeschichtlichen Gegebenheiten davon ab, ob und in welcher Weise die Umwelt den artspezifischen Erfordernissen entspricht. Ändern sich Faktoren der Umwelt, ist mit Änderung der Dichte und Verteilung von Vogelpopulationen zu rechnen. Wenn wir aber davon ausgehen, daß der Vogel nach einem »inneren Bild«, dem sog. Ökoschema nach Berndt & Winkel (1974), das artspezifische Umweltgefüge aufsucht und findet, dann ist zu erwarten, daß auch ohne erkennbaren äußeren Anlaß Veränderungen im Bestand einzelner Arten eintreten. Veränderungen könnten also auch im genetischen Bereich und im erlernten bzw. geprägten Verhalten erfolgen, denn aus beiden Komponenten setzt sich das Ökoschema zusammen. Fragen der Ortstreue, der inner- und zwischenartlichen Konkurrenz und dadurch erzwungener Dismigration, die zur Änderung der Verteilung (Dispersion) führt, spielen hier eine Rolle. Auch zufälliges Zusammentreffen besonderer kurzfristiger Abweichungen vom Normzustand, z.B. Windverdriftung oder andere Wit-

terungseinflüsse auf dem Heimzug, können zu dauerhaften Änderungen (z.B. von Arealgrenzen) führen, wie viele gut belegte Beispiele beweisen. Auf derartige, nicht oder zumindest nicht unmittelbar auf einschneidende Umweltänderungen zurückzuführende Ursachen der Dichte und Verbreitungsdynamik von Vogelpopulationen hinzuweisen scheint nötig, da unter dem Eindruck der entscheidenden faunengestaltenden Rolle des Menschen in der modernen Kulturlandschaft oft allzu unkritisch Ursachen von Veränderungen in Vogelbeständen im unmittelbaren Zusammenhang mit einzelnen menschlichen Eingriffen und ihren Folgen gesehen werden.

Für viele Arten, die in die Bilanzen der vorhergehenden Abschnitte mit langfristigen Tendenzen der Areal- und Bestandsänderungen eingehen, sind nämlich die Ursachen dieser Entwicklungen nicht in der wünschenswerten Klarheit bekannt. So bleibt für Spekulation viel Raum, der vor allem bei Auseinandersetzungen im Zusammenhang mit aktuellen Fragen des Arten- und Biotopschutzes häufig dazu benutzt wird, Auswirkungen der Tätigkeit der eigenen Interessengruppe zu verharmlosen und andere für den Rückgang oder das Aussterben von Arten verantwortlich zu machen.

Fest steht jedenfalls, daß durch menschliche Eingriffe in die Ökosysteme für viele Arten Lebensmöglichkeiten oder zumindest Strukturen vernichtet werden, an die zum Überleben notwendige Anpassungen bestehen. Die dadurch bedingten Verarmung des Artenspektrums wird nur z.T. dadurch ausgeglichen, daß als Folge der Umwandlung von Natur- in Kulturlandschaft neue Biotope entstehen, die u.U. bisher wenig häufigen und auf kleine Areale beschränkten Arten eine teilweise gewaltige Vergrößerung der Population und Arealausweitung ermöglichen. Viele vom Menschen beherrschte Ökosysteme, wie z.B. moderne Agro-Ökosysteme, sind nämlich ausgesprochen strukturarm, so daß sich

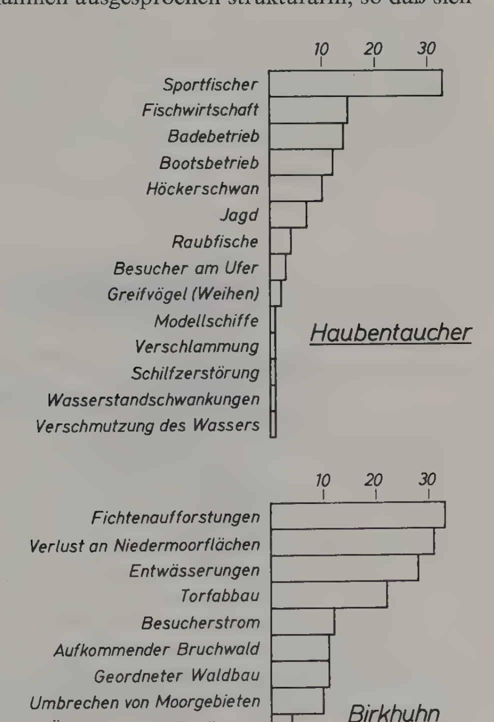


Abb. 19. Faktoren, die negativ auf den Bestand von regionalen Brutvogelpopulationen einwirken. Oben: Haubentaucher in Niedersachsen; 1974 festgestellte negative Einflüsse auf den Bestand, Anzahl der Meldungen auf Fragebögen (nach ZANG 1976). Unten: Birkhuhn in Baden-Württemberg; Anzahl der Eingriffe, die zum Erlöschen lokaler Population führten (nach HÖLZINGER 1980).

hier nur sehr artenarme Gesellschaften halten können. Im einzelnen sind jedoch für eine Art in einem bestimmten Landschaftsausschnitt die Auswirkungen der Tätigkeit verschiedener menschlicher Verursacher durch die gegenseitige Beeinflussung komplex. Oft wirken auch verschiedene Einflüsse gleichsinnig. In der Vernetzung von Faktoren, die auf Regelkreise Einfluß nehmen, können auch an und für sich bedeutungslose Einzelfaktoren mitunter eine entscheidende Rolle spielen. Beispiele für Faktorenkomplexe, die auf den Bestand einzelner Arten einwirken, bietet in stark vereinfachter Form Abb. 19. Als Beispiel für den menschlichen Einfluß auf die Vogelwelt eines Landschaftsraumes s. Abb. 20.

Eine modellhafte Untersuchung im Zusammenhang mit praktischem Artenschutz- bzw. -hilfsmaßnahmen besteht für die Restpopulation des Wanderfalken in Baden-Württemberg (SCHILLING & KÖNIG 1980; SCHILLING, BÖTTCHER & WALTER 1981). Die Population ist biozidbelastet, doch konnte ein Einfluß der Gifte auf die Bestandsdynamik nicht nachgewiesen werden, da sie von anderen Faktoren überlagert wurde. Eine Bestandserholung ließ sich u.a. dadurch erreichen, daß die Quote der Aushorstungen auf unter 5% der Reproduktion gehalten wurde. Marder, Uhu (als Ergebnis von künstlichen Ausbürgerungsversuchen) und Zecken vernichten etwa 25%, Witterung (besonders in ungünstig gelegenen Horstnischen), Rivalenkämpfe und Wechsel der Brutpartner vereitelten weitere 10% der Bruten. Viele dieser Faktoren werden mittelbar und unmittelbar beeinflußt durch z.T. unbeabsichtigte menschliche Störung (Picknick, Klettern usw.). Konsequente Horstbewachung, Angebot besonders günstiger, Ausschaltung besonders ungünstiger Horstnischen, Marderschutz und Maßnahmen gegen Zecken führten zu einer Bestandserholung (Abb. 25).

In der Regel ist für die langfristige Änderung der Populationsgrößen einer Art nicht ein Faktor bzw. eine Faktorengruppe allein verantwortlich, wenn sie auch mitunter im komplexen Netz der Einflüsse den Ton angeben kann.

Die nachfolgende Übersicht hat daher nur den Charakter einer groben Information. Sie wäre falsch verstanden, wenn die einzelnen hier unter Stichworten zusammengestell-

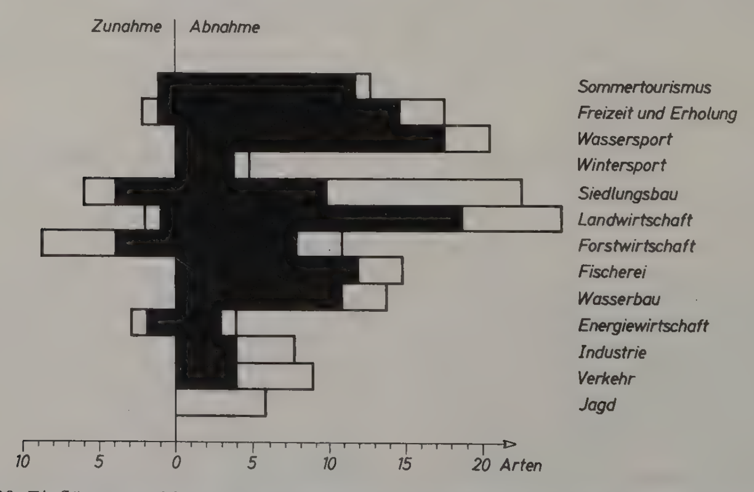


Abb. 20. Einflüsse verschiedener Verursachergruppierungen auf die Brutvogelwelt des Werdenfelser Landes (1440 km^2) in der Zeit von 1950 bis 1980. Weiße Balkenanteile: Einflüsse sind nur lokal zu erkennen (nach BEZZEL 1980b).

ten Verursachergruppierungen jeweils für sich betrachtet würden. Viele Arten tauchen unter verschiedenen Stichwörtern auf, oft auch unter verschiedenem Vorzeichen. Grundsätzlich sind nur Arten aufgeführt, bei denen zumindest lokale Bestandsänderungen als Folge der genannten Faktoren beobachtet oder doch wenigstens wahrscheinlich gemacht wurden. Verluste an Altvögeln, Eiern oder Jungen ohne Bezug zur Bestandsdynamik sind nicht aufgeführt. Gleichwohl ist in den meisten Fällen nicht untersucht, welche Bedeutung einzelnen Faktoren zukommt; quantitative Untersuchungen fehlen weitgehend. Die Übersicht ist daher notwendigerweise unvollständig und muß auf eine quantitative Gewichtung verzichten.

5.4.1 Klimaschwankungen

Für eine Reihe von Arten sind Klimaschwankungen in den letzten 150 Jahren als Ursache für Verschiebungen von Arealgrenzen in Mitteleuropa verantwortlich gemacht worden (z.B. NIETHAMMER 1951, URBANEK 1962). In der Regel handelt es sich dabei um Arten, die im hier behandelten Gebiet ihre Verbreitungsgrenze finden, so daß Expansionen bzw. Regressionen besonders auffällig waren. Ohne auf die Details im Einzelnen hier näher einzugehen, seien kurz die Arten zusammengestellt, für die Klimaschwankungen bei großräumigen Bestands- bzw. Arealveränderungen als Ursachen eine Rolle spielten bzw. eine solche Rolle als wahrscheinlich angesehen wird (+ = Expansion bzw. Zunahme; − = Regression bzw. Abnahme; ± = längerfristige Schwankungen): Knäkente (+), Tafelente (+ ?), Auerhuhn (−), Haselhuhn (±), Wachtel (19. Jh. +), Tüpfelsumpfhuhn (19. Jh. +), Flußregenpfeifer (±), Seeregenpfeifer (+), Goldregenpfeifer (−), Turteltaube (20. Jh. ±), Bienenfresser (20. Jh. +), Blauracke (19. Jh. +, 20 Jh.. −), Wiedehopf (19. Jh. +, 20. Jh. −), Wendehals (−), Rotkopfwürger (20 Jh. −), Schwarzstirnwürger (−, NIEHUIS 1968), Steinrötel (19. Jh. +, 20. Jh. −). Einige weitere Arten, wie Ortolan, Sperbergrasmücke, Beutel- oder Bartmeise, mögen ebenfalls hierher zu zählen sein, bei anderen (z.B. Türkentaube, s. Abschnitt 5.5.1) haben Klimaschwankungen möglicherweise den Anstoß zu Expansionen in den mitteleuropäischen Raum gegeben.

5.4.2 Intensivierung der Landwirtschaft

Eine Vielzahl von Faktoren, die häufig sehr eng zusammenhängen, spielt in diesem Zusammenhang eine Rolle. Die wichtigsten Entwicklungen sind hier nur stichwortartig aufgeführt:

a) Umwandlung von Wäldern, Ödländern, Mooren und Feuchtflächen in Weiden und Wiesen;

b) Umwandlung von Grünland (Weiden, Wiesen) in Äcker;

c) Zusammenlegen von kleineren, oft unterschiedlich bewirtschafteten Flächen zu großen Monokulturflächen; Beseitigung von Kleinstrukturen, wie Hecken, Feldgehölzen, Rainen, aber auch von typischen Begleitpflanzen (»Unkräutern«);

Beispiel: Von ehemals 70000 km Knicks in Schleswig-Holstein sind in den letzten 30 Jahren rund 20000 km beseitigt worden. Durch diese Knickvernichtung wurden schätzungsweise Brutreviere von 1 Mill. Vögel eliminiert (PUCHSTEIN 1980).

d) Einführung neuer Anbaumethoden und Nutzpflanzen auf großen Flächen (z.B. Maisanbau); Einsatz von großen Maschinen, Insektiziden und Herbiziden; raschere Aufeinanderfolge von Feldarbeiten; Beschleunigung des Wachstums, intensivere Ernte; unmittelbar nach der Ernte erneute Bearbeitung des Bodens; Zunahme der arbeitsbedingten Störungen auf dem Feld;

e) Intensivierung der Grünlandnutzung; Beschleunigung des Graswachstums durch Mineraldüngung, aber auch Veränderung der Halmdichte und -länge; Zunahme der Zahl der Mahden pro Jahr; erste Mahd zur Silage wird um etwa 2 Wochen vorverlegt; Einsatz von Maschinen;

f) Eingriffe in den Wasserhaushalt durch Drainage (auch heute noch in Feuchtgebieten, z.B. Löhner 1979);

g) Aufgabe traditioneller Bewirtschaftungsformen bzw. Bearbeitungsgänge (z.B. Streuwiesennutzung, Getreidelagerung im Bauernhof);

h) Intensivierung von Sonderkulturen, z.B. Gemüsefeldern, Obstbau (Strauchplantage, vgl. auch Ullrich 1975), Weinbau (Weinbergs-Flurbereinigung!);

i) Änderungen der Struktur ländlicher Siedlungen als Folge der Spezialisierung, Rückgang der Viehhaltung, Ausbau von Verkehrswegen;

j) an der Wattenküste Landgewinnungsmaßnehmen durch Eindeichungsprojekte, die im großen Umfang Rast- und Brutgebiete verändern (zur Problematik Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1980, Podloucki 1980, Busche 1980 und zusammenfassen Smit & Wolff 1980).

Diese Entwicklungen wirken vielfältig auf die Vogelwelt ein, z.B. auf den Problemkreis Nahrung und Fortpflanzung.

Nahrung: Für viele Arten ist das Ergebnis eine empfindliche Verknappung der Menge und ein Rückgang der Vielfalt des pflanzlichen und tierischen Nahrungsangebotes, nicht selten verbunden mit einer jahreszeitlichen Verschiebung. Oft fehlt das nötige Angebot in entscheidenden Phasen des Jahres. Beispiele: Kleininsekten für Küken nestflüchtender Bodenbrüter; samentragende Staudenfluren für kleine Körnerfresser im Spätherbst; Winternahrung für Rebhühner. Auch die Erreichbarkeit der Nahrung wird mitunter entscheidend beeinträchtigt, z.B. durch rasches Austrocknen des Bodens oder durch raschen und dichten Halmwuchs. Andererseits bieten die starken Feldmausgradationen zumindest zeitweise ein reiches und leicht nutzbares Angebot für Mäusejäger. Manche Monokulturen schaffen vorübergehend überreiches Angebot für einzelne Arten; frisch geerntete Äcker (die allerdings heute meist rasch wieder bestellt werden) und gemähte Wiesen ziehen Arten an, die in den obersten Bodenschichten Nahrung suchen. Unter den von der Landwirtschaft durch Nahrungsangebot geförderten Arten sind in erster Linie die zu suchen, die wirtschaftliche Schäden an Kulturpflanzen verursachen. Nach einer fachlich allerdings nicht unumstrittenen Umfrage (Biol. Bundesanstalt 1978) sind dies für die Bundesrepublik vor allem Fasan, Ringeltaube, Saatkrähe, Rabenkrähe, Star, Wacholderdrossel, Amsel, Haussperling, Gimpel und Buchfink (Grundsätzliches s. z.B. Pinowski & Kendeigh 1977).

Fortpflanzung: Durch Beseitigung von Strukturen, wie Hecken, Raine, Feldgehölze usw. werden für viele Arten Nistplätze zerstört. Bodenbrüter des offenen Landes haben aber andererseits durch Trockenlegungen oder Umwandlungen von Feuchtgebieten in Wiesen neue Lebensräume besiedeln können (vgl. z.B. Kiebitz, s. Abschnitt 5.5.1). Allerdings wirkt sich die zunehmende Intensivierung der Landnutzung sehr ungünstig, teilweise sogar katastrophal auf die Reproduktionsrate vieler Bodenbrüter aus. Die Zukunft mancher »Wiesenbrüter« ist durch die neuesten Entwicklungen daher ernstlich gefährdet. Zur unmittelbaren Vernichtung von Nestern und kleinen Nestflüchterküken kommen die oben erwähnten Nahrungsengpässe und für die Fortbewegung mancher Nestflüchterküken ungünstige Vegetationsstruktur (weitere Einzelheiten s. Abschnitt 9.2).

Arten, bei denen negative Einflüsse der Landwirtschaft auf den Bestand festgestellt wurden (kursiv = besonders stark betroffene Arten):

Wiesenweihe, *Kornweihe*, Wespenbusard (regional), Turmfalke (lokal), *Rebhuhn*,

Wachtel, *Wachtelkönig*, *Großtrappe*, Kiebitz, *Kampfläufer*, *Brachvogel*, *Uferschnepfe*, Zwergohreule, *Steinkauz*, Schleiereule, Ziegenmelker, Wiedehopf, Kuckuck, Wendehals, Heidelerche, Feldlerche, *Wiesenpieper*, Baumpieper, Schafstelze, *Braunkehlchen*, *Schwarzkehlchen*, *Dorngrasmücke*, Gartengrasmücke, *Neuntöter*, Schwarzstirnwürger, *Raubwürger*, Rotkopfwürger, *Ortolan*, Goldammer.

Arten, auf deren Bestand sich die landwirtschaftliche Entwicklung bisher (auch) positiv ausgewirkt hat: Wachtelkönig, Kiebitz, Austernfischer, Uferschnepfe, Lachmöwe, Ringeltaube, Wacholderdrossel, Star, Haussperling, Feldsperling, Saatkrähe.

5.4.3 Forstwirtschaft

Im 18. und in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts hat die aufkommende Forstwirtschaft vielen typischen Waldvögeln neue Ausbreitungsmöglichkeiten geschaffen (Näheres s. Abschnitt 5.1). Die weitere Entwicklung hat jedoch tiefgreifende Änderungen mit sich gebracht. Nach der Forsterhebung 1961 für die Bundesrepublik Deutschland machte Nadelwald 66,3% der Gesamtwaldfläche aus. Das Verhältnis zum Laubwald betrug damit etwa 2 : 1; vor rund 150 Jahren dürfte es noch umgekehrt gewesen sein (Trautmann 1976). Die Fläche für die einzelnen Baumarten werden für Fichte und Tanne mit etwa über 40%, für Kiefer und Lärche mit über 25%, für Buche und andere Laubbäume mit 23% und für Eiche mit 7,5% angegeben. Der Laubholzanteil dürfte mittlerweile weiter geschrumpft sein.

Wichtiger als diese Flächenanteile einzelner Baumarten ist für unsere Betrachtung aber die Tatsache, daß Änderung der Waldzusammensetzung und des Waldareals in den letzten 150 Jahren in Mitteleuropa so gut wie ausschließlich anthropogen bedingt waren. Natürliche Standortsfaktoren waren in Mitteleuropa in neuerer Zeit so gut wie bedeutungslos (Trautmann 1976). Damit liegt das Schicksal vieler Waldvögel weitgehend in den Händen der Forstwirtschaft.

Etwa 95% des Waldes der Bundesrepublik Deutschland waren nach der Forsterhebung 1961 Hochwald, etwas mehr als 1% Mittelwald und rund 3,5% Niederwald. Großflächig ist Niederwald ein naturfernes Ökosystem und erst durch den Menschen entstanden. Ab Mitte des 19. Jahrhunderts ist der Niederwaldanteil mehr und mehr zurückgegangen. Der weitaus größte Teil der ehemaligen Niederwaldfläche wurde mit Nadelholz, vor allem mit Fichte aufgeforstet. Dies bedeutet ein Verlust an Strukturdiversität des Waldes. Ein großer Teil der heutigen Waldfläche ist also durch Monokultur und Bestände gleichen Alters recht artenarm (s. Abschnitte 7.3.2 u. 9.4).

Im Hinblick auf Bestandsänderungen bei Vögeln kommt neben dem Altersklassenwald als Ergebnis moderner Bewirtschaftungsmethoden auch die Erschließung des Waldes mit breiten Wirtschaftsstraßen und die Beunruhigung des Waldes durch den Erholungsbetrieb, der allerdings nur z.T. auf Erschließungen der Forstwirtschaft mittelbar und unmittelbar zurückgeht, hinzu (vgl. auch Abschnitt 5.4.4).

Bei der Beurteilung der Folgewirkungen der Waldgeschichte der letzten 150 Jahre auf die Bestände der Vögel fällt besonders gravierend ins Gewicht, daß für viele Singvögel des Waldes die wahrscheinlichen Bestands- und Arealänderungen im Zusammenhang mit dem starken Vordringen des Nadelwaldes nicht annähernd untersucht worden sind. Wir müssen annehmen, daß Koniferen bevorzugende Arten heute großenteils häufiger sind als in der Mitte des 19. Jahrhunderts.

Beispiele für die Wirkung der Forstwirtschaft auf den Bestand einzelner Arten:

Haselhuhn: Abnahme durch Verfichtung und Umwandlung des Niederwaldes in

unterholzarmen Hochwald; Zunahme und Stabilisierung des Bestandes durch Aufbau unterholzreicher Mischwälder.

Auerhuhn: Abnahme durch Rodungen, Forststraßenbau, starken Holzeinschlag, Kahlschlagwirtschaft, Zunahme einförmiger Fichtenbestände, Walderschließung, Forstkulturzäune; durch gegenläufige forstwirtschaftliche Maßnehmen, z.B. Aufkommen von Mischkulturen, lokal Zunahme.

Sperlingskauz: Abnahme durch großflächige Umwandlung naturnaher Wälder in gleichaltrige und gleichförmige Bestände; Zunahme als Folge der Lichtung geschlossener Wälder durch Femelschlag und Straßenschneisen.

Einfluß der Forstwirtschaft auf weitere Arten: Schwarzstorch (–), Rotmilan (– durch Laubwaldrückgang Anfang 20. Jh.), Schreiadler (19. Jh., Mecklenburg +), Seeadler (–), Wanderfalke (– Mecklenburg), Birkhuhn (–), Nachtschwalbe (–), Mittelspecht (regional –), Schwarzspecht (±), Weißrückenspecht (–, Ausmerzen absterbender Bäume), Hohltaube (–, Mangel an Höhlenbäumen), Heidelerche (+, Kahlschlag), Nachtigall (–, Nadelwaldaufforstungen, z.B. Niederlande), Haubenmeise (+ Fichtenaufforstungen) und viele weitere Singvögel durch Aufforstungen, wie z.B. Kohlmeise, Blaumeise, Kleiber, Baumläufer usw. Lokaler Rückgang einer Reihe von Offenbrütern durch Aufforstung nicht bewaldeter Flächen.

5.4.4 Freizeit und Erholung

Störungen sind schwer zu quantifizieren. So gibt es erst relativ wenige Untersuchungen, die sich mit dem Einfluß von Störungen auf Vogelpopulationen befassen. Oft sind mit Störungen auch Veränderungen in der Vegetation verbunden, so daß nicht immer die unmittelbaren und mittelbaren Folgen von Störungen auseinanderzuhalten sind (z.B. Wiehe 1973). Empfindliche Störungen von lokalen Brutpopulationen mancher Arten können auch von wenigen Personen ausgehen, die sich außerhalb des Störpegels und der Störungsräume bewegen. Dies wird in der Öffentlichkeit oft nicht erkannt (z.B. Angler). Andererseits scheinen sich Brutpopulationen an einen festen Störpegel zu gewöhnen, ebenso an Verkehr oder regelmäßige Tätigkeiten des Menschen in ihren Brutrevieren. Dies ist allerdings bis jetzt nur bei wenigen Arten eingehend untersucht (z.B. Graugans, Kühl 1979).

Einzelne Beispiele zur Frage der Störungen sind neuerdings bei Rauhfußhühnern ermittelt worden. So ergeben sich Korrelationen zwischen der Zahl der Langläufer und Wanderer und der Abnahme des Birkwildes im Naturschutzgebiet »Rotes Moor« in Hessen (Müller 1980, Abb. 21). In Verbindung mit der Entwicklung des Fremdenverkehrs sind mitunter auch Landschaftsveränderungen großen Stils zu sehen. Meile (1980) untersuchte die Entwicklung des Fremdenverkehrs in den Schweizer Alpen vor allem im Hinblick auf die Bestandssituation des Birkwildes. Aus mehreren Gründen fallen Zentren des Bergtourismus und Wintersports mit den Balzarenen oder Brutplätzen des Birkwildes zusammen. Der Unterlegene in dieser Konkurrenzsituation ist natürlich das Birkwild, das u.a. verdrängt wird durch Unfälle an den Drahtseilen der vielen Bahnen und Lifte, tiefgreifende Änderungen und Zerstörungen des Habitats, Störungen der überwinternden Vögel, des Balzbetriebes oder der wärmebedürftigen Küken. An einem Ort wurden innerhalb des ersten Jahres nach der Errichtung einer Transportanlage 17 Birkhühner tot unter den Seilen gefunden. In einem Untersuchungsgebiet im Zillertal sind sämtliche Balzarenen mit mind. 3 balzenden Hähnen durch Transportanlagen erschlossen. Erschließung der Schweizer Alpen und Voralpen verstärkt den Druck auf Birkwild und Alpenschneehuhn seit rund 30 Jahren trotz gewisser Rezession kontinuierlich. Ab 1954 wurden die bis dahin

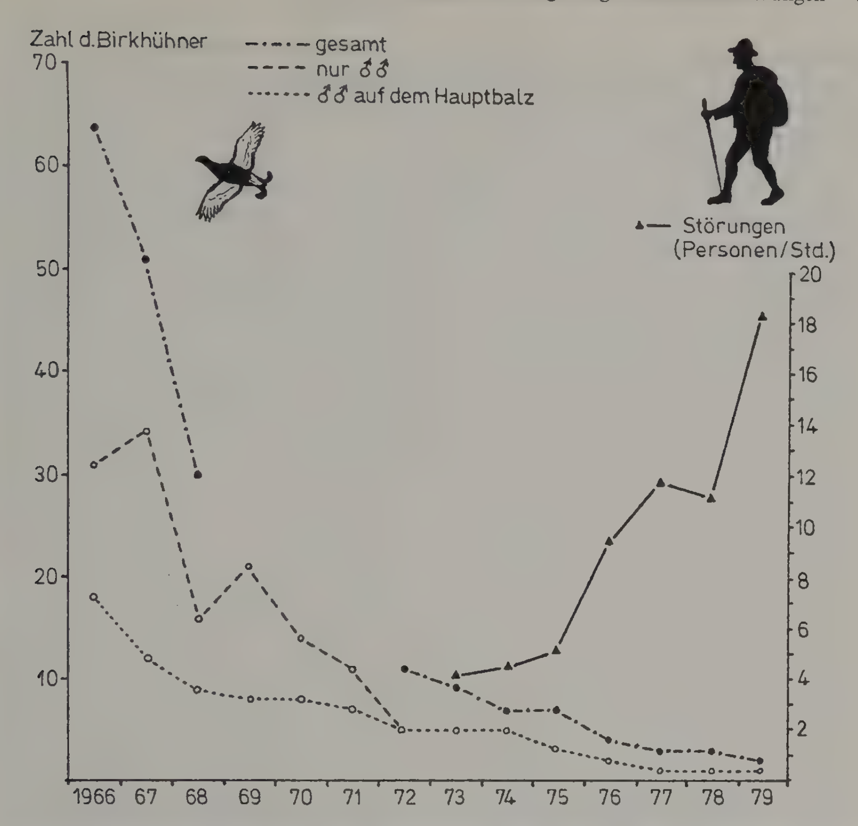


Abb. 21. Rückgang des Birkhuhns und Zunahme der Störungen im Naturschutzgebiet, »Rotes Moor« (Rhön) und in der näheren Umgebung (aus MÜLLER 1980).

vor allem dem Sommertourismus dienenden Transportanlagen zunehmend dem Skibetrieb erschlossen. Bis 1960 fand in erster Linie Ausbau der bestehenden Skigebiete statt. Dann stieg die Zahl der neu errichteten Anlagen etwa im dreifachen Tempo im Laufe der 50er Jahre und damit auch die Anzahl der neu erschlossenen Skigebiete. Seilbahnen sind jetzt sommers wie winters in Betrieb. Nach 1972 aber wurde die Erschließung neuer Gebiete aus einer Reihe von Gründen finanziell riskant. Jetzt setzte die Strategie der Erschließung nach dem Verdichtungsprinzip ein: Die Kapazitäten alter Anlagen wurden erhöht und bestehende Skigebiete noch vollständiger erschlossen und dabei auch unbequemere Pisten angelegt, oft in die Rückzugsgebiete der noch verbliebenen Hühner. Für einen Skizirkus ergab sich innerhalb von 4 Jahren durch Erschließung eine Abnahme der balzenden Hähne um die Hälfte. Durch weitere Erschließung in diesem Gebiet droht eine nochmalige Halbierung des Bestandes. Die Ergebnisse der Untersuchungen in den Schweizer Alpen lassen sich ohne weiteres auf die gesamten bayerischen Alpen, aber auch auf große Teile der österreichischen, italienischen und französischen Alpen übertragen. Die Verrummelung der Gipfelflur das ganze Jahr über bedeutet insgesamt eine empfindliche Bedrohung einer Reihe von Brutvogelarten der Alpinstufe bzw. der oberen Subalpinstufe.

Lokale, regionale aber auch überregionale Rückgänge von Arten als Folge von Störungen, die dem Komplex Freizeit und Erholung zuzuordnen sind, werden in großer Zahl gemeldet. In den wenigsten Fällen liegen jedoch eingehende Untersuchungen vor. Wir greifen einige Beispiele heraus.

Angler und Sportfischer: Angeln erfreut sich großer Beliebtheit. Der Druck auf die entsprechenden Vereine ist enorm. So wurden 1979 allein in Bayern im ersten Halbjahr bereits 150000 Fischereikarten ausgegeben. Zum gleichen Zeitpunkt lagen 12100 Neuanmeldungen zur Fischereiprüfung vor (UTSCHICK unveröff.). Die Folge ist eine unökologische Bewirtschaftung vieler Binnengewässer durch Überbesatz an »Nutzfischen«. Merkwürdigerweise wird die durch das Einsetzen von Fischen im großen Ausmaß bebetriebene Faunenverfälschung (die allerdings nicht nur auf das Konto der Sportfischerei geht) grundsätzlich nicht einer ähnlich strengen Überprüfung und vor allem gesetzlichen Regelung unterworfen wie das Einsetzen von Landwirbeltieren. Abgesehen von den sich aus diesem Aspekt ergebenden Störungen der Ökosysteme vieler Binnengewässer bedeutet der Platzanspruch von Sportfischern, Freizeitanglern usw. eine Beschränkung des Lebensraums vieler Wasser- und Sumpfvögel, und zwar durch Beanspruchung ganzer Kleingewässer oder Flußabschnitte, konstante Beunruhigung der Uferzone während der gesamten Brutzeit hindurch, Anlage von Trampelpfaden in den Röhrichtgürtel, Bootsbetrieb im ufernahen Bereich usw. Schließlich darf nicht vergessen werden, daß aus den Kreisen der Sportfischer auch erheblicher Druck auf die Zulassung der Verfolgung sogenannter fischereischädlicher Vögel (z.B. Graureiher) ausgeübt wird. Für folgende Arten liegen Untersuchungen vor, daß Angelbetrieb den lokalen oder regionalen Bestand reduzierte: Zwergtaucher, Haubentaucher, Schwarzhalstaucher, Zwergdommel, Stockente, Krickente, Schnatterente, Tafelente, Reiherente, Bläßhuhn, Uferschwalbe. Für weitere uferbewohnende Arten, wie Wasserralle, Tüpfelsumpfhuhn und weitere Entenarten, ist dies anzunehmen (wichtige Literatur: ERLINGER & REICHHOLF 1974, REICHHOLF 1970, 1975a, TYDEMAN 1977, SCHUSTER & KNÖTZSCH 1978, SCHNEIDER 1979, SCHUSTER 1979, HÜBNER 1979, LOSKE 1980). Selbst an der Wattenküste können Sportfischer einen erheblichen Störfaktor für Ufervögel bilden (SPONSELEE 1980).

Badebetrieb, Wassersport: Die erste kritische Zeit für Störungen im Jahr ist die Phase der Nestplatzwahl und Bebrütung der Gelege, wobei die relativ geringste Störung von Spaziergängern auf vorgezeichneten Wegen ausgeht. Allerdings hängt das Ausmaß der Beeinträchtigung von Wasservogelbruten entscheidend von der Anlage der Uferwege ab. Sogenannte Rundwanderwege, für die Aufschüttungen in den Verlandungszonen vorgenommen werden, können enorme Störungen nach sich ziehen. Das lokale Verschwinden von Zwergtaucher, Haubentaucher, Zwergrohrdommel, Bläßhuhn, Eisvogel und Drosselrohrsänger durch Uferwege ist nachgewiesen. Sehr viel stärker wirkt sich in der ersten Phase der Brutzeit das Befahren der Wasserfläche mit Booten und Anlanden an unberührten Ufern, Uferabschnitten und Inseln aus. Ein weiterer Engpaß vor allem für Schwimmvögel ergibt sich durch die Spitzenbelastung der Binnengewässer im Sommer zur Zeit des Jungeführens spät brütender Arten (z.B. Gänsesäger, Haubentaucher, Reiherente) und der Mauser. In riesigen Gebieten Mitteleuropas, wie z.B. im seenreichen Alpenvorland von Österreich bis in die Westschweiz, gibt es nur ganz wenige Reservate, in denen während der totalen Heimsuchung der Gewässer durch Erholungssuchende größere Schwimmvogelmengen die Zeit der durch die Mauser bedingten Flugunfähigkeit ausharren können. Die Gefahr der Überbesetzung einiger aus der Erholungsnutzung ausgesparter Wasserflächen in Verbindung mit Seuchen (Botulismus!) ist in den letzten Jahren bereits mehrfach Realität geworden (z.B. REICHHOLF 1975, BEZZEL 1975, WÜST 1978; Übersicht z.B. HAAGSMA u.a. 1980). Ein ernstes Problem ist für Brut- und Rastgebiete von Wasservögeln

mit der explosiven Verbreitung des Windsurfens entstanden. Durch diesen Wassersport wird die Zeit der Beunruhigung für rastende und brütende Wasservögel im Sommerhalbjahr über die Zeit des Bade- und konzentrierten Bootsbetriebs hinaus weit in den Herbst hinein verlängert; auch im Frühjahr beginnt die Störung um Monate eher, oft unmittelbar nach der Schneeschmelze. Damit werden auch Zug- und Winterrastplätze erheblich beeinflußt. Der Naturschutz wird sich mit dieser nahezu alle stehenden Binnengewässer betreffenden Entwicklung in nächster Zeit ernsthaft befassen müssen, denn erste Beobachtungen einer totalen Vertreibung der Wasservogelfauna von Seen durch das Windsurfen liegen vor. Im Zusammenhang mit Badebetrieb, Wassersport ist auch die Anlage und oft das Ausufern von Campingplätzen, heute z.T. bereits oft Dauercampingplätze, in Uferzonen zu sehen. Für folgende Vogelarten liegen Hinweise und Berichte des Bestandsrückgangs oder des lokalen Verschwindens als Folge des Wassersports und Badebetriebs vor: Haubentaucher, Schwarzhalstaucher, Rohrdommel, Stockente, Schnatterente, Tafelente, Reiherente, Kolbenente, Rohrweihe, Flußuferläufer, Flußregenpfeifer, Flußseeschwalbe, Lachmöwe, Trauerseeschwalbe, Eisvogel, Uferschwalbe.

Weitere Störquellen durch Aktivitäten von Freizeit und Erholung (nachgewiesen bei folgenden Arten): Wintersport (Haselhuhn, Alpenschneehuhn, Birkhuhn, Auerhuhn), Wandern, Pilzsuchen, Grillpartys im Freien usw. (Auerhuhn, Birkhuhn, Brachvogel, Graureiher, Flußregenpfeifer, Waldschnepfe, Flußuferläufer, Haselhuhn, Uhu), Tierfotografen (Birkhuhn, Brachvogel, Graureiher), Störungen am Horstplatz durch Beobachtung (Fischadler, Seeadler, Graureiher), Klettern (Wanderfalke, Uhu). In neuester Zeit wird auch die Frage der Modellflieger in manchen Teilen der mitteleuropäischen Kulturlandschaft ein immer größeres Problem für Brutvogelgemeinschaften, da wegen der Lärmentwicklung entsprechende Interessengruppen und Vereine auf Plätze abseits der bebauten Zonen ausweichen müssen und intensiv bewirtschaftete Agrar- und Grünlandflächen ebenfalls nicht für ihre Zwecke in Frage kommen. Gewöhnlich wird die Lärmentwicklung als schädigend für Brutvögel angesehen. In Wirklichkeit dürfte aber die Beunruhigung weit größer sein durch die umherfliegenden Flugmodelle und den Betrieb an- und abfahrender Autos, herumlaufender Menschen usw. Beeinträchtigung der Vorkommen von Rohrweihe, Wiesenweihe, Birkhuhn, Brachvogel und Bekassine als Folge von Modellflugplätzen wurden bereits beobachtet. Unglückseligerweise wurden in letzter Zeit vielfach Modellflugplätze in der Nähe von Moorgebieten, Feuchtwiesen usw. angelegt (weitere Einzelheiten s. Abschnitt 9.4).

Natürlich profitieren auch einige Vogelarten mehr oder minder unmittelbar von der Freizeit- und Erholungsentwicklung, insbesondere Arten, die im Bereich der Siedlungen aber auch an Ausflugspunkten regelmäßig gefüttert werden. Es sind dies aber in der Regel solche Arten, die ohnehin von der Eutrophierung und anderen Entwicklungen der Kulturlandschaft Nutzen ziehen, wie z.B. Lachmöwe, Bläßhuhn, Stockente, Höckerschwan, körnerfressende Singvögel und Corviden. Hier ist z.B. für die Alpinstufe auch die Alpendohle zu erwähnen, die sich gebietsweise auf die Nutzung des Fremdenverkehrs eingestellt hat. Ob hieraus jedoch Bestandsvermehrungen erfolgt sind, ist noch nicht untersucht.

Ganz allgemein ist in der Kulturlandschaft dem Faktor Beunruhigung und Störung eine große Bedeutung beizumessen. Die von Freizeit und Erholung verursachten Störungen konzentrieren sich auf ganz bestimmte Landschaften, nämlich naturnahe Gebiete der Mittel- und Hochgebirge und der Binnengewässer. Hier kann die Störung so stark sein, daß sie einen wesentlicheren Faktor für die Zusammensetzung der Brutvogelgesellschaften darstellt als z.B. Struktur der Vegetation oder Eutrophierungsgrad des Gewässers.

5.4.5 Nutzung und absichtliche Dezimierung von Vogelpopulationen

Für die Bestandsdynamik mancher Vogelarten spielte direkte Verfolgung und Nutzung der Populationen in der Vergangenheit ohne Zweifel eine wichtige Rolle, ebenso wie derzeit bei Beständen selten gewordener Arten. Hierzu gibt es nicht nur gut dokumentierte Befunde, die das Zusammenfallen von Bestandsrückgängen und intensiver Verfolgung bzw. Nutzung beweisen, sondern auch Belege für eine Erholung von Beständen bzw. Stillstand des Rückgangs nach gesetzlicher oder praktischer Schonung. In manchen Kreisen der Öffentlichkeit werden diese Tatbestände merkwürdigerweise fast schizophren ausgelegt. Während auf der einen Seite in Publikationen der Jäger Dezimierung von Populationen durch unbiologische und rücksichtslose Verfolgung auch für die Vergangenheit unter z.T. anderen gesellschaftlichen und rechtlichen Voraussetzungen bestritten und als Hysterie abgetan wird (z.B. bei einigen Greifvogelarten), betonen Jagdkreise andererseits die Notwendigkeit der Bestandsregulierung einiger Arten mit eben diesen Methoden, die angeblich auf den Bestand keine Einwirkung haben. Die Regulierung »mit Flinte und Falle« für manche Greifvögel, Graureiher oder auch sehr häufige und in ihrem Bestand zunehmende Arten, wie Lachmöwe, wird immer wieder nachdrücklich gefordert und führt zu unfruchtbaren Auseinandersetzungen.

Die Auswirkungen der rücksichtslosen Greifvogelverfolgung, die auch einige Eulen (z.B. Uhu, Herrlinger 1973) betrafen, im 18. und vor allem 19. Jh. mit verbesserten Waffen hat u.a. Bijleveld (1974) mit vielen Einzelbeispielen belegt dargestellt (s. auch Newton 1979). Weitere Belege lassen sich in älteren Publikationen finden. Ähnliche intensive Verfolgung hat ohne Zweifel auch eine Reihe »fischereischädlicher« Vögel betroffen, wie z.B. Kormoran, Graureiher (vgl. Abschnitt 5.5.1), Haubentaucher. Kommerzielles Eiersammeln hat regional die Brutbestände von Kiebitz (z.B. Tolman 1969) oder Lachmöwe beeinflußt. Ein typisches Beispiel für eine von der Verfolgung des Menschen betroffene Art bieten die Brutbestände der Saatkrähe in vielen Teilen Mitteleuropas (vgl. Abschnitt 5.5.1). Andererseits ist erwiesen, daß starke Abschöpfungen bei großen Beständen kaum einen nennenswerten Bestandsrückgang nach sich ziehen (z.B. Ringeltaube, Murton 1965; Höckerschwan, Reichholf 1973 b; Lachmöwe, Reichholf 1975 b). Die Schwierigkeit direkter Eingriffe des Menschen vor allem auf Vogelarten mit hoher Reproduktionsrate und kurzer individueller Lebensdauer richtig einzuschätzen, erschwert auch eine Beurteilung des Einflusses der Vogeljagd in anderen Ländern (z.B. Mittelmeerländer) auf die Bestandsdynamik in Mitteleuropa brütender Zugvögel (zur Problematik Berndt & Winkel 1976, Conrad & Poltz 1976, Cramp 1978).

Vögel wurden und werden zur Ernährung bzw. als Sport gejagt, wobei vor allem Schußwaffen, Falle und Netz in Aktion treten, ferner als Schädling verfolgt mit ähnlichen Mitteln oder auch durch Einsatz von Gift. Sondernutzungen, die lokal einen Bestandseinfluß hatten, sind Eiersammeln (Lachmöwe, Kiebitz u.a. Limikolen) zur Ernährung, aber auch bei seltenen Arten zu Sammelzwecken (auch heute noch!), Entnahme von Greifvogelnestlingen für Falknerei und Greifvogelhaltung, Fang für Stubenvogelzwecke, Nutzung von Dunen (Eiderente) usw. Viele dieser Eingriffe können stabile Populationen abfangen, wenn biologische Rücksicht geübt wird. Bei rücksichtslosen Eingriffen, wobei nicht nur Massentötungen, sondern auch Eingriffe zu ungünstigen Jahreszeiten (z.B. Frühjahr oder Mittwinter!) verstanden werden müssen, und vor allem bei zusammengeschmolzenen Nistbeständen, die noch dazu unter suboptimalen Bedingungen leben, können sich derartige Eingriffe auch in engen Grenzen in starken Bestandsrückgängen oder lokalem Verschwinden einzelner Arten auswirken (z.B. Wanderfalke, Schilling & König 1980). Viele Einzelheiten sind jedoch gerade für Arten der mitteleuropäischen Kulturlandschaft

noch unzureichend bekannt. Allerdings können einige genauere Untersuchungen von Bestandserholungen nach eingetretener weiträumiger Schonung in Europa (z.B. Graureiher) geradezu als Modellbeispiele für die Zusammenhänge zwischen Verfolgung und Bestandsdynamik dienen.

Für folgende Arten sind direkte menschliche Eingriffe in den Bestand aus verschiedenen Motiven als Ursachen für Bestandsrückgänge zumindest regional oder vorübergehend nachgewiesen: Haubentaucher (19. Jh.), Kormoran (19. Jh., 1. Hälfte 20. Jh.), Graureiher (bis in die 60er Jahre des 20. Jh.), Weißstorch (möglicherweise in Ländern außerhalb Europas), Eiderente (Dunensammeln und Jagd 19./Anf. 20. Jh), Steinadler (bis Mitte 20. Jh.), Schreiadler (bis 2. Hälfte 20. Jh.), Seeadler, Fischadler (bis Mitte 20. Jh.), Schwarzmilan, Rotmilan, Rohrweihe, Kornweihe, Wiesenweihe, Habicht (bis mind. Mitte 20. Jh.), Sperber, Wanderfalke (bis in neueste Zeit, Aushorstungen!), Birkhuhn (vor allem erste Hälfte 20. Jh.), Auerhuhn (bis Mitte 20. Jh.), Wachtel (Mittelmeerländer!), Rebhuhn (ab 1900), Zwergtrappe (19. Jh.), Großtrappe (bis Mitte 20. Jh.), Kiebitz (regional durch Eiersammeln), Lachmöwe (regional und zeitweise durch Eiersammeln), Uhu (mind. bis in die 30er Jahre des 20. Jh.), Schleiereule (20. Jh.), Eisvogel (bis in die neueste Zeit), Kolkrabe (19. Jh.), Saatkrähe (bis in die neueste Zeit).

Andererseits gibt es vor allem aus den letzten Jahrzehnten Hinweise auf Bestandserholungen als Folge von Jagdverschonung, Verkürzung von Jagdzeiten, Nutzungs- und Fangverboten sowie auf bessere Überwachung der gesetzlichen Vorschriften. Dies ist lokal und regional bei folgenden Arten nachgewiesen bzw. wahrscheinlich: Graureiher (s. Abschnitt 5.5.1), Schreiadler, Rohrweihe, Rotmilan, Schwarzmilan, Fischadler, Seeadler, Steinadler, Wanderfalke, (wahrscheinlich auch bei Korn- und Wiesenweihe), Graugans, Brandgans, Eiderente, Gänsesäger, Rebhuhn, Lachmöwe und Uhu. Bei einem Teil der genannten Arten sind die Bestandserholungen auch im Zusammenhang mit weiteren flankierenden Schutzmaßnahmen erzielt worden (z.B. Wanderfalke).

In der Beurteilung des Einflusses der Jagd oder geplanter Dezimierungsaktionen darf man nicht nur die Anzahl der getöteten Individuen oder zerstörten Gelege in Rechnung setzen, sondern muß vielmehr auch den Beunruhigungsfaktor und den Zeitpunkt der Maßnahmen berücksichtigen. Für abgeschlossene Systeme der Binnengewässer hat u.a. Reichholf (1973) überzeugend dargestellt, wie der Jagdbetrieb nicht nur auf den Bestand der jagdlich interessanten Arten, sondern vor allem auch auf das Gefüge des Ökosystems einwirken kann. Auch Bejagungsmethoden der Waldschnepfe im Frühjahr oder die traditionelle Art der Balzjagd auf Auer- und Birkhahn mit selektiver Bejagung nur der Männchen mag eine weit größere populationsdynamische Auswirkung haben als das nach der geringen Zahl erlegter Tiere gemeinhin angenommen wird. Bei der Berücksichtigung des Zeitpunkts der Jagd ist auch die Frage einer flexiblen Bejagung in Abhängigkeit von den jeweiligen Witterungsfaktoren noch viel zu wenig in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft untersucht und vor allem erprobt.

5.4.6 Weitere Faktoren

Eine Vielzahl weiterer Faktoren, die im einzelnen schwer abzugrenzen und für sich getrennt zu beurteilen sind, muß im Zusammenhang mit Fragen der Bestandsdynamik erörtert werden. Darunter sind auch solche, die erst in der Summe vieler Einzelfälle wirken und oder mit starken Verzögerungen, so daß ihre Bedeutung schwer abschätzbar ist. Sie wirken entweder über Verluste an Nistplätzen und/oder Nahrungshabitaten und damit letztlich als Einbuße an besiedelbarem Areal für eine Art, oder aber durch Erhöhung der Sterblichkeit auf verschiedenen Altersstufen.

Bauwerke, Ausdehnung von Siedlungen usw.: Einige Arten brüten an menschlichen Bauwerken (vgl. Abschnitt 4.4.4) oder leben im menschlichen Siedlungsbereich (vgl. Abschnitt 9.1). Moderne Bauweisen und -techniken, Siedlungs- und Stadtplanungen, Gebäudesanierungen, Verkehrs- und Industrieanlagen usw. verändern aber die Struktur der Umwelt der Stadt- und Siedlungsvögel. Abgesehen davon verändern Ausweitungen von Siedlungen Biotope und die in ihnen lebenden Biozönosen. Für Vögel kann auch eine lockere, »landschaftsschonende« Bebauung durch die damit verbundene Aufgliederung von Biotopeinheiten erhebliche Bestandseinbußen mit sich bringen. Die Entwicklung moderner Bauweisen in Städten und die Vergrößerung bzw. Verstädterung von Dörfern bzw. die Citybildungen in kleineren Städten führt teilweise zu einer Umkehrung bisheriger Entwicklungen. Bei einigen »Einwanderern« in menschliche Siedlungen, wie Mauersegler, Alpensegler, Haubenlerche, Turmfalke, Rauch- und Mehlschwalbe, ist heute teilweise eine Abnahme des regionalen Bestandes zu beobachten, bei den Schwalben (auch aus anderen Gründen) teilweise überregional und langfristig. Beim Rückgang der Schleiereule spielt ebenfalls Vernichtung von Brutplätzen an Gebäuden eine Rolle, wie nicht zuletzt auch Neuansiedlungen beim Angebot künstlicher Nisthilfen beweisen (z.B. KAUS 1977, ZIESEMER 1980a). Durch Siedlungsbauten zugenommen haben ohne Zweifel Hausrotschwanz, Grünling, Haussperling, bei denen in neuester Zeit offenbar keine Bestandseinbußen im Bereich menschlicher Siedlungen beobachtet werden. Die an Bauwerken brütenden Dohlen dürften gebietsweise von der modernen Stadtentwicklung negativ betroffen sein. Großräumige Veränderungen der traditionellen Kulturlandschaft durch Industrie und Verkehr sind für die 70er und 80er Jahre geplant und z.T. bereits realisiert, wie Großflughäfen (z.B. Erdinger Moos/Oberbayern), Binnenschiffahrtswege (Donau, Orn. Arb. Gemeinschaft Ostbayern 1978, SOTHMANN 1980; Niederelbe, PODLOUCKY 1980), Autobahnprojekte, neue Ballungsräume der Industrie (z.B. Niederelbe und Nordseeküste, PODLOUCKY 1980). Die endgültige Durchführung solcher Projekte im geplanten Umfang werden Einflüsse auf Brut- und Rastpopulationen haben, die derzeit im vollen Umfang noch gar nicht abzusehen sind.

Über Draht- und Verkehrsopfer existiert mittlerweile eine umfassende Literatur, die zwar kaum auf den bestandsdynamischen Effekt der dadurch bedingten Sterblichkeit eingeht, doch erkennen läßt, daß die durch Mittel- und Hochspannungsleitungen und durch den Verkehr bedingten Verluste in bestimmten Landschaften sehr hoch und vor allem selektiv sein können. So liegt die geschätzte jährliche Summe der Drahtopfer in den Niederlanden zwischen 600000 und 1 Mill.; beim Löffler betreffen 14% der niederländischen Ringfundmeldungen Drahtopfer, beim Purpurreiher 9,8% (RENSSEN 1977). Aus derartigen Zahlen kann man jedoch nur sehr bedingt Rückschlüsse auf den populationsdynamischen Einfluß solcher Verluste ziehen. Entscheidend ist aber die Lage von Freileitungen zu Zugkorridoren, Brutkolonien und anderen Faktoren, die für die Dispersion und damit Kontakthäufigkeit von Vögel mit solchen Hindernissen verantwortlich sind. Die Gefahr moderner Mittel- und Hochspannungsleitungen liegt aber nicht nur in Kollisionen mit den Drähten durch Anflug, sondern bei zu geringem Abstand der Freileitungen zu den Traversen an den Masten auch in Verbrennungen und Stromüberschlägen. Von dieser Todesursache sind in erster Linie Großvögel betroffen, insbesondere Greifvögel, die Leitungsmasten in offenen Landschaften gerne als Sitzwarte benutzen. Die Verluste können in Einzelfällen beträchtlich sein und bei kleinen Populationen (z.B. Tab. 5.8) sicher nicht ohne Auswirkung in Verbindung mit anderen durch den Menschen bedingten Verlustfaktoren auf die Population sein. Beim Weißstorch überwiegt in Europa alle anderen Todesursachen der Tod an Freileitungen (FRIEDLER & WISSNER 1980)! Technische Vorschläge zur Minderung des Stromtodes können hier möglicher-

Tab. 5.8. Verluste flügger Uhus (Wildpopulation) in Prozent der bekannten Todesursachen (nach OBST, STICH & WICKL 1977, GÖRNER 1973, KNOBLOCH 1979, HALLER 1978)

	Bayern 1960–1976	Graubünden	DDR 1948–1972	Thüringen 1900–1959
n	174	47	109	211
Ursache bekannt	133	35	71	73
Drahtopfer	35	46	46	50,7
Verkehrsopfer	13	37	3	
Abschuß, Fang	33	14	19	49,3
Vergiftung	6			
krank, schwach	4,5		10	

weise Abhilfe schaffen (Näheres z.B. SCOTT u.a. 1972, RENSSEN 1977, MÖCKEL & BERNHARDT 1978, HERDER 1980). Eine grundlegende Zusammenfassung der biologischen, naturschützerischen und technischen Problematik ist vor kurzem in einem Sonderband der Zeitschrift »Ökologie der Vögel« erschienen (HAAS 1980, FIEDLER & WISSNER 1980, HEIJNIS 1980). Vor allem für Nachtzieher können hohe Bauwerke, Antennen usw. gelegentlich große Verluste verursachen, über deren Wirkung auf die Population relativ noch wenig bekannt ist (z.B. KARLSSON 1977). Festzuhalten bleibt jedoch, daß die Zahl der Hochbauten in der letzten Zeit im gesamten mitteleuropäischen Kulturbereich sehr stark zugenommen hat und besondere Bauweise (z.B. Verwendung großer Glasflächen) zusätzliche Verluste verursachen (Abb. 22).

Gleiches gilt auch für die Dichte der Verkehrslinien und die Frequenz ihrer Benutzung. Die bisherige Literatur läßt erkennen, daß dem Straßenverkehr vor allem häufige Arten und hier wiederum großenteils Jungvögel zum Opfer fallen und daß die Verkehrsdichte ab einem gewissen Schwellenwert keine Erhöhung der Opfer fordert (Gewöhnungseffekt?). Wahrscheinlich sind biotopzerstörende Effekte von Verkehrslinien für Vogelpopulationen weit gravierender als die unmittelbaren Verluste. Allerdings darf nicht verkannt werden, daß durch die zunehmende Dichte der Verkehrslinien die durch den Verkehr bedingte Sterblichkeit zunimmt (vgl. Abb. 22) und einzelne, z.B. dämmerungs- und nachtaktive

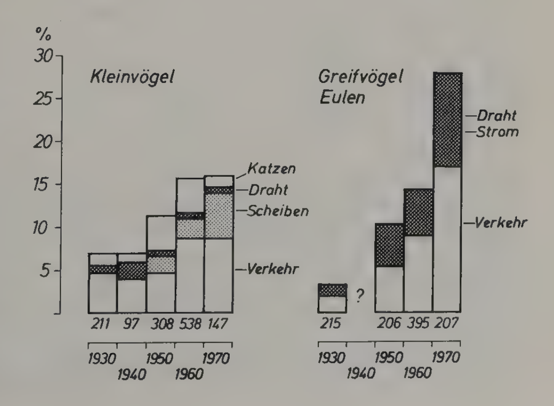


Abb. 22. Von Menschen verursachte Todesfälle deutscher Ringvögel, ausgedrückt in % der als nicht erbeutet, erlegt usw. gemdeldeten Totfunde in Europa. Die Angaben, für jeweils eine Reihe von Arten den Ringfundlisten der Zeitschrift Auspicium entnommen, beruhen auf sehr heterogenem Material und sind vor allem für das letzte Jahrzehnt noch nicht vollständig. Sie können daher lediglich einen Trend andeuten, der an exaktem Material statistisch zu prüfen ist. Zahlen unter den Säulen = Zahl der ausgewerteten Ringfunde.

Arten, davon besonders betroffen werden. Bei Eisenbahnlinien addiert sich zum aktuellen Verkehrsaufkommen noch die Gefährdung durch die Oberleitungen. In einer größeren Zahl von Arbeiten liegen zwar über den Verkehrstod z.T. eindrucksvolle Zahlenmaterialien vor (z.B. HAAS 1964, HANSEN 1969, MÖRZER BRUJINS 1959, BERGMANN 1974, DE ROOS 1977, BRÄUTIGAM 1978, GÜNTHER 1979, grundsätzlich s. ERZ 1977),methodische Ansätze zur Abschätzung des Einflußes auf die Abundanz der betreffenden Populationen fehlen. Der in Abb. 22 skizzierte Ansatz könnte möglicherweise durch eingehende Ringfundanalysen einzelner Populationen vertieft werden und auch andere Verluste durch Strukturen der modernen Kulturlandschaft abschätzen helfen (für Steinkauz vgl. EXO & HENNES 1980). Bei der Beurteilung der Einwirkung von Verkehrswegen auf die Dynamik von Vogelpopulationen müssen natürlich auch der reine Platzbedarf und Auswirkungen von flankierenden Maßnahmen auf das unmittelbare Umland (z.B. Abbrennen und Mähen von Böschungen, Wirkung des Streusalzes usw.) bedacht werden, zumal diesbezügliche Propaganda von Verkehrsträgern über »naturnahe« Einbindung der Verkehrswege, Konzentrationen von Tieren entlang der Verkehrswege usw. geeignet ist, falsche Eindrücke zu vermitteln.

Insgesamt ist festzustellen, daß der Umfang direkter vom Menschen verursachter Verluste in der industrialisierten Kulturlandschaft gewaltig zugenommen hat und sich viele kleine Faktoren addieren. Längst sind auch sogenannte Katastrophen nicht mehr seltene Einzelfälle, sondern eher an der Tagesordnung (z.B. Verölung der Meere, BECKER & SCHUSTER 1980 mit weiterer Literatur; Abfackeltürme von Raffinerien und Ölplattformen in Meeren; Verluste in Schlamm- und Öldeponien usw.).

Folgewirkungen wasserbaulicher Maßnahmen wurden z.T. an anderer Stelle erwähnt (z.B. Abschnitt 5.4.2). Die Kanalisierung und Begradigung von Flüssen und die Anlage von Stauseen, Baggerseen, Fischteichen, Tagebaurestgruben usw. veränderte im Zusammenhang mit der Trockenlegung aller Art das Artengefüge der vom Wasser abhängigen Vogelarten außerordentlich. Teilweise profitierten durch Absenkung des Grundwasserspiegels, Verbauung von Fließgewässern und der Trockenlegung von Feuchtgebieten vertriebene Arten durch die Anlage von Stauseen, Baggerseen, Fischteichen oder durch das Entstehen von Senkungsgebieten und Tagebaurestlöchern. Dies gilt z.B. für Brutvögel wenig bewachsener Flußbänke, wie Flußregenpfeifer und Flußseeschwalbe, die heute in Kiesgruben oder auf künstlichen Inseln in Stauseen brüten, wie auch für eine Reihe von Schwimmvögeln. Uferschwalben fanden in Sand- und Kiesgruben neue Brutplätze anstelle verlorengegangener natürlicher Uferböschungen. Auch Eisvögel sind an künstlichen Nistwänden anzusiedeln. In diesem Zusammenhang dürfen auch Dämme als »artenreiche Biotope« (REICHHOLF 1976) in der ausgeräumten Kulturlandschaft nicht vergessen werden (vgl. Abschnitt 9.3).

Der positive Effekt vieler wasserbaulicher Maßnahmen wird aber dadurch stark eingeengt, daß die genannten künstlichen Wasserflächen ja in erster Linie wiederum als Produktionsstätten bzw. für einen bestimmten technischen Zweck gedacht sind. Die notwendigen wirtschaftlichen und technischen Maßnahmen bringen daher ähnlich wie bei der Intensivierung der Landwirtschaft sehr große Störungen mit sich oder erlauben häufig nur kurzfristige Ansiedlung bestimmter Brutvögel. Abgesehen davon sind auch viele der künstlichen Wasserflächen durch Freizeit und Erholung in Beschlag genommen (s. Abschnitt 5.4.4). Auch bleibt immer zu bedenken, daß künstliche Gewässer mitunter wertvolle Biotope zerstören. Ganz besonders kritisch ist in diesem Zusammenhang die neuerdings entstandene Fischteich-Hausse zu beobachten (z.B. BAUER & DISTLER 1980; ferner Abschnitt 9.2.4).

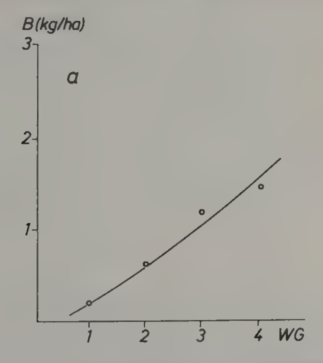
In der Regel können auf Dauer Wasservögel von künstlich entstandenen Wasserflächen

nur dann profitieren, wenn entsprechende Gestaltungs- und Schutzmaßnahmen die Besiedlung sichern helfen. Dann können allerdings Brut- und Rastgebiete entstehen, die heute weit über die Bedeutung vieler natürlicher Binnengewässer liegen und für den Bestand von Wasservogelpopulationen überregionale europäische Bedeutung besitzen. Durch den Menschen entstandene Wasserflächen zählen damit heute zu den wichtigsten Wasserbiotopen für die Vogelwelt der mitteleuropäischen Kulturlandschaft (z.B. HAARMANN & PRETSCHER 1976).

Einen weiteren Einfluß auf die Vogeldynamik der Binnengewässer hat ihre Eutrophierung. Für Rastpopulationen von Schwimmvögeln konnte UTSCHICK (1976) zeigen, daß mit fortschreitender Eutrophierung die Biomasse zunimmt, die Artenmannigfaltigkeit jedoch geringer wird (Abb. 23). Ähnliches belegen die Ergebnisse NILSSONS (1978) für die Brutvogelfauna eutrophierter südschwedischer Seen. Damit deuten sich Trends im Bestand einzelner Arten in Abhängigkeit von der Eutrophierung der Gewässer an (vgl. auch BEZZEL 1975).

Für Landvogelarten wird Bestandszunahme als Folge des zunehmenden Abfalles in der Landschaft beobachtet. Dies gilt natürlich in erster Linie für Allesfresser bzw. Abfallverwerter (s. Anhang 3). Regional oder in weiten Teilen der Kulturlandschaft wird Zunahme u.a. für folgende Arten angenommen: Rotmilan, Silbermöwe, Sturmmöwe, Heringsmöwe, Lachmöwe, Uhu (z.B. Alpenraum), Kolkrabe, Saatkrähe, Rabenkrähe, Haussperling. Nach ersten Ergebnissen ist zu vermuten, daß technische Neuerungen und gesetzliche Regelungen der Müllbeseitigung in der Kulturlandschaft diese Bestandszunahme zumindest bei einigen Arten wieder rückgängig machen (vgl. für Silbermöwe in Schweden KIHLMANN & LARSSON 1974; Kolkrabe im Alpenraum, BEZZEL unpubl.).

Die Wirkung von Umweltgiften auf Vogelindividuen ist durch eine große Zahl von Befunden belegt; trotz großer Nachweisschwierigkeiten ist Vergiftung auch als Ursache für Populationsrückgänge unumstritten. In der z.T. langanhaltenden Diskussion wurde teilweise die Bedeutung der Umweltgifte für den Rückgang von Populationen allerdings überbetont, teilweise aber auch sträflich verharmlost. Dies konnte geschehen, weil häufig der Fehler begangen wurde, Befunde der Rückstandsanalysen losgelöst von anderen Umweltfaktoren zu werten oder Laborergebnisse ohne Vorbehalte auf freilebende Populationen zu übertragen. Fest steht, daß als Folge von Vergiftungen regionale Populatio-



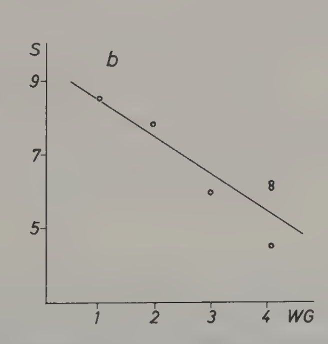


Abb. 23a. Korrelation zwischen Wassergüte (WG) und Biomasse (B) der Wasservögel (in kg/ha) für oberbayerische Seen. b. Korrelation zwischen Artenzahl (S) und der Wassergüte (WG). Einteilung der WG in 4 Stufen.
Die Biomasse nimmt mit steigender Eutrophierung zu, die Artenmannigfaltigkeit dagegen ab (nach UTSCHICK 1976 und REICHHOLF in BUCHWALD & ENGELHARDT 1978, verändert).

nen rasch zusammenbrachen, Angehörige höherer Trophiestufen bzw. Endglieder von Nahrungsketten (und daher viele Vogelgruppen, wie Greifvögel, Eulen, Fischjäger aber auch Insektenfresser) besonders belastet sind, und schließlich nach Restriktionen bzw. Verboten der Anwendung bestimmter persistenter Verbindungen eindeutige Bestandserholungen nachgewiesen werden werden konnten. Zwei besonders eindrucksvolle Beispiele aus dem Wattenmeerbereich zeigt Abb. 24. Sie sollten nicht nur als Argumente gegen eine Verharmlosung von Pflanzenschutzmitteln, wie sie auch jetzt noch in einschlägigen Broschüren betrieben wird, verstanden sein, sondern auch den langsamen Prozeß der Bestandserholung nach einem durch Gifte verursachten Einbruch aufzeigen. Die vorliegenden Ergebnisse lassen weiterhin den Schluß zu, daß Giftrückstände in Vogelpopulationen weit verbreitet sind und nach wie vor größter Aufmerksamkeit bedürfen. Grundsätzlich scheinen in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft nahezu alle Vogelarten von Giften so stark betroffen werden zu können, daß die Giftbelastung zu Abundanzrückgängen führt. Durch Zugvögel weitet sich das Problem auch über das hier behandelte Gebiet hinaus. Vögel erweisen sich damit z.T. als hervorragende Bioindikatoren der Giftbelastung. Ihre Auswirkung auf die Bestandsdynamik ist jedoch häufig von anderen Faktoren überlagert, so daß exakte Nachweise im Vergleich zur weiten Verbreitung entsprechender Substanzen nur relativ selten gelangen. In Betracht kommen vor allem Pestizide oder Biozide (Sammelbegriff für Schädlingsbekämpfungsmittel), polychlorierte Biphenyle und Schwermetalle (wichtige Literatur mit zusammenfassender Diskussion und weiterem Schrifttum z.B. Conrad 1977, Hölzinger 1977, Newton 1979, G.& R. Prinzinger 1980, Schilling & König 1980).

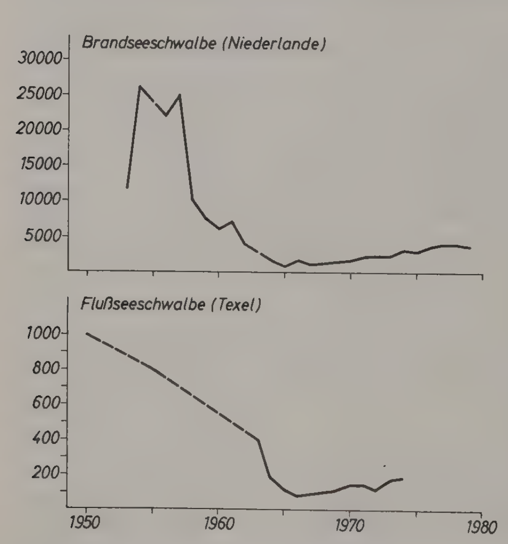


Abb. 24. Bestandseinbruch durch Giftrückstände, die bei der Produktion in die Umwelt gelangten, bei Fluß- und Brandseeschwalben der niederländischen Wattenküste sowie allmählich einsetzende Bestandserholung nach Schließlung einer Fabrik bzw. Verringerung der Giftableitung (nach Dijksen & Dijksen und Roth in Smith & Wolff 1980).

Im Ursachenkomplex der Bestandsdynamik von Vögeln der Kulturlandschaft muß auch an Veränderungen von Räuber-Beute-Beziehungen und zwischenartlichen Konkurrenzverhältnissen gedacht werden. Hierüber ist von Einzelfällen abgesehen wenig bekannt, vor allem hinsichtlich langfristiger Bestandsveränderungen betroffener Arten. In Verbindung mit anderen Faktoren wird z.B. für den Rückgang der Rauhfußhühner zumindest lokal die Zunahme von Schwarzwild, Fuchs, Dachs, Marder oder Wanderratte verantwortlich gemacht. Als Nesträuber kann in lokalen Populationen z.B. die Dohle die

Türkentaube verdrängen (LATZEL 1971). Häufig wird Rabenkrähe, Elster oder Eichelhäher, vor allem in Verbindung tatsächlicher oder auch angenommener Bestandszunahme, eine reduzierende Wirkung auf die Population von Singvögeln, Enten oder Hühnern zugeschrieben. Oft sind jedoch Funde von Rabenkrähen geplünderte Gelege aber nur eine mittelbare Folge von Störungen, die den Nestbesitzer längere Zeit vom Gelege fernhalten. Wie vorsichtig der Einfluß des Feinddruckes auf die Populationsgröße gerade unter den Bedingungen der Kulturlandschaft beurteilt werden muß, zeigen erst neuerdings wieder Untersuchungen mit ganz unterschiedlichen Ergebnissen an der Ringeltaube von TOMIAŁOJC (1979) und BIJLSMA (1980). Wie z.B. auch die schon erwähnten Verhältnisse beim Wanderfalken in Baden-Württemberg beweisen, spielen Feinde vor allem bei zusammengeschrumpften Restpopulationen mitunter eine wichtige Rolle (hier Marder, Uhu; SCHILLING & KÖNIG 1980).

Konkurrenzdruck verstärkt sich bei Zunahme eines oder beider potentieller Konkurrenten und/oder Verknappung von Requisiten. Konkurrenzen bestehen im Wirtschaftswald z.B. bei Höhlenbrütern häufig um das geringe Höhlenangebot (z.B. Tannenmeise, LÖHRL 1974). Unterlegene Arten gehen damit im Bestand zurück. Höhlenmangel in Verbindung mit der Konkurrenz wird z.B. als eine der Rückgangsursachen der Hohltaube angenommen. Die Steigerung der Siedlungsdichte höhlenbrütender Singvögel macht Höhlenmangel z.T. recht drastisch deutlich. Für bestimmte Gebiete der Schweiz tritt in Verbindung mit forstwirtschaftlichen Maßnahmen der Star als erfolgreicher Höhlenkonkurrent gegenüber dem Mittelspecht auf (JENNI in SCHIFFERLI u.a. 1980). In einem isolierten Vorkommen war der Haussperling ein erfolgreicher Nistplatzkonkurrent der Mehlschwalbe (WEBER 1973). Manchmal wird Konkurrenzdruck, der von einer stark zunehmenden Art auf andere ausgeübt wird, auch nur vermutet, ohne daß entsprechende Nachweise vorliegen. Dies trifft z.B. für den Höckerschwan zu, der allerdings wohl tatsächlich gelegentlich andere Wasservögel verdrängen kann (z.B. Haubentaucher, ZANG 1976), aber selbst zu bestimmten Jahreszeiten in der Nahrungskonkurrenz dem Bläßhuhn unterlegen ist (z.B. REICHHOLF 1973b, BEZZEL 1975b). Über Nahrungskonkurrenzen und ihre Folgen ist in Mitteleuropa noch sehr wenig bekannt (z.B. Fasan – Rebhuhn?; Kohl- und Blaumeise s. DHONDT & EYCKERMAN 1980). Beim gegenwärtigen Stand der Kenntnisse über kulturlandschaftsbedingte Änderungen von Räuber- Beute-Beziehungen und zwischenartlichen Konkurrenzverhältnissen muß es bei einigen wenigen Beispielen und Hinweisen auf die allgemeinen Lehrbücher der Ökologie bleiben. Andere zwischenartliche Beziehungen, die Ansiedlung, Ausbreitung oder Bestandszunahme fördern, sind z.B. das Brüten des Schwarzhalstauchers (z.B. PRINZINGER 1979) und einiger Enten in Lachmöwenkolonien oder anderen gemischten Vogelkolonien, Rastgesellschaften von Wat- oder Schwimmvögeln usw. Die Bildung von Rastplatztraditionen kann zu starken Abundanzzunahmen und zum Aufbau großer lokaler Rastpopulationen führen, wobei offenbar innerartliche und zwischenartliche Beziehungen eine große Rolle spielen.

5.4.7 Vogelschutz

Nach Erz (in OLSCHOWY 1978) gliedert sich ein vollständiges Artenschutzprogramm in Biotopschutzprogramme, die auch vom Artenschutz getrennt in die Landschaftsplanung eingebaut werden können, und Artenschutzprogramme im engeren Sinn, die aus positiven (bzw. negativen) Regelungen und Ge- bzw. Verboten, Artenhilfsprogrammen und Artenschutzaktionen bestehen.

Im Rahmen der Faktoren, die die Dynamik von Vogelpopulationen der Kulturlandschaft bestimmen, müssen derartige Programme und Bemühungen erwähnt werden. Auf

Fragen der Terminologie und Gliederung sei hier jedoch nicht näher eingegangen. Ganz allgemein ist es recht schwierig, den langfristigen Erfolg bereits durchgeführter und eingeleiteter Maßnahmen zu beurteilen, weil viele wirksame Aktionen und Maßnahmen noch neueren Datums sind, von anderen Faktoren beeinflußt und überlagert werden und viele Hilfsprogramme in erster Linie auf Einzelaktionen beruhen, so daß sich erst regionale oder lokale Ergebnisse abzeichnen. Beispiele erfolgreicher konzentrierter Artenschutzaktionen von Projektgruppen über längere Zeit sind die Bemühungen um die Wanderfalken in Baden-Württemberg (SCHILLING & KÖNIG 1980) und die Schwarzstörche in Niedersachsen (MAKOWSKI 1974, NOTTORF 1978, Abb. 25) sowie auch die Arbeiten am Seeadler in Schleswig-Holstein (RÜGER 1981). Lokale Bestandszunahmen durch künstliche Nisthilfen sind nicht nur bei vielen Höhlenbrütern und Singvögeln, sondern z.B. auch bei Gänsesäger, Turmfalke, Schleiereule, Rauhfußkauz, Waldkauz, Steinkauz, Eisvogel, Wendehals, Mehlschwalbe oder Wasseramsel, durch Brutinseln bei Flußregenpfeifer, Flußseeschwalbe und Lachmöwe erzielt worden. Die Wirksamkeit von Horstbewachungen und -betreuung ist bei Seeadler, Wanderfalke, Uhu, Weißstorch, aber auch bei koloniebrütenden Seevögeln vielfach unter Beweis gestellt worden. Einbürgerung, Wiedereinbürgerung oder Bestandsstützung (zur Terminologie s. z.B. NOWAK 1981) hat der mitteleuropäischen Kulturlandschaft mit Höckerschwan, Jagdfasan und Stadttaube 3 weit verbreitete häufige Arten beschert, mit Kanadagans und Graugans regionale Neuansiedlungen und/oder Bestandsvergrößerungen. Eine Reihe weiterer Flüchtlinge aus menschlichem Gewahrsam und Abkömmlinge von Aussetzungen, vor allem unter den Anatiden, hat sich da und dort angesiedelt. Problematisch bleiben bis jetzt z.T. noch entsprechende Aussetzungen und Wiedereinbürgerungsversuche bei Rauhfußhühnern (z.B. SCHERZINGER 1981) und Greifvögeln (Wanderfalke) sowie Eulen (Uhu, s. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 9, 1980, BERGERHAUSEN u.a. 1981); Versuche mit weiteren Arten (z.B. Kolkrabe in den Niederlanden und Bayern, Gänsegeier in den Alpen) zeigen erst in Ansätzen Ergebnisse oder sind noch im Stadium der Planung. Mit welchen Problemen Wiederansiedlungsversuche sich auseinanderzusetzen haben, zeigt sehr eindrucksvoll der Versuch mit Weißstörchen in der Schweiz (BLOESCH 1980). Insgesamt sind derartige Aktionen, von denen hier nur einige Beispiele genannt sind, wohl sehr viel kritischer und vorsichtiger zu planen und zu werten als dies in der Vergangenheit geschehen ist. Nach allen neuerdings geäußerten kritischen Ansichten kann Tieraussetzung nur eine Hilfsmethode des Artenschutzes sein, die gegenüber dem Schutz von Restbeständen und ihren

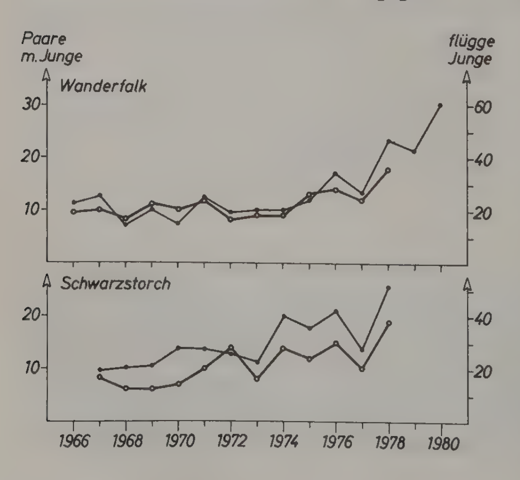


Abb. 25. Bestandsentwicklung des Wanderfalken in der Schwäbischen Alb und des Schwarzstorchs in Niedersachsen als Folge intensiver Artenschutzmaßnahmen. Kreise = erfolgreiche Brutpaare, Punkte = Zahl der insgesamt ausgeflogenen Jungen (nach SCHILLING & KÖNIG 1980, ergänzt, und MAKOWSKI 1974, NOTTORF 1978).

Habitaten ansässiger Populationen in der Regel von wesentlich geringerer Effizienz ist, besonders auch im Hinblick auf den ökonomischen Aufwand (z.B. NOWAK 1981, vgl. auch kombinierte Methode, z.B. RÜGER 1981).

Der Frage des Biotopschutzes und der Biotopgestaltung, der Einrichtung von Schutzgebieten und Reservaten, kommt angesichts der säkularen Entwicklung und der Ergebnisse der letzten Jahrzehnte vorrangige Bedeutung zu in Verbindung mit den entsprechenden gesetzlichen Regelungen und Richtlinien. Aufklärung, Schulung der Gesellschaft, sowie politische Aktivitäten sind heute zur wichtigen Aufgabe entsprechender Gremien und Verbände geworden (z.B. THIELCKE 1975, 1979).

5.5 Fallbeispiele

5.5.1 Bestandsdynamik von Populationen

Nur von relativ sehr wenigen Arten verfügen wir über mehr oder minder lückenlose langfristige, lokale oder regionale Bestandsaufnahmen, in denen Vergleichbarkeit über größere Zeiträume einigermaßen gewährleistet ist. POLTZ (1977) konnte von 48 Brutvogelarten Mitteleuropas mindestens 10jährige Bestandsaufnahmen auswerten. Legt man als Untergrenze etwa 20 Jahre fest, so reduziert sich das Material auf noch weniger Arten. Vor allem Wasservögel, koloniebrütende Seevögel und einige Greifvögel wurden auf Probeflächen über längere Zeit kontrolliert; über Singvögel existieren nur sehr wenige lang-

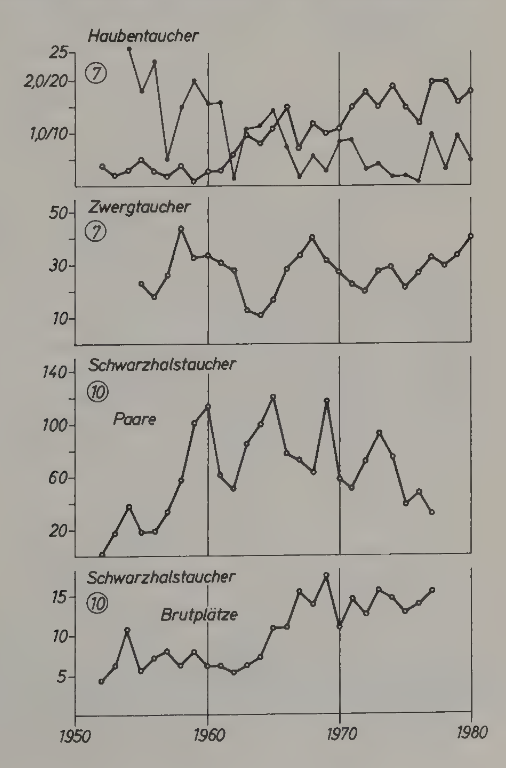
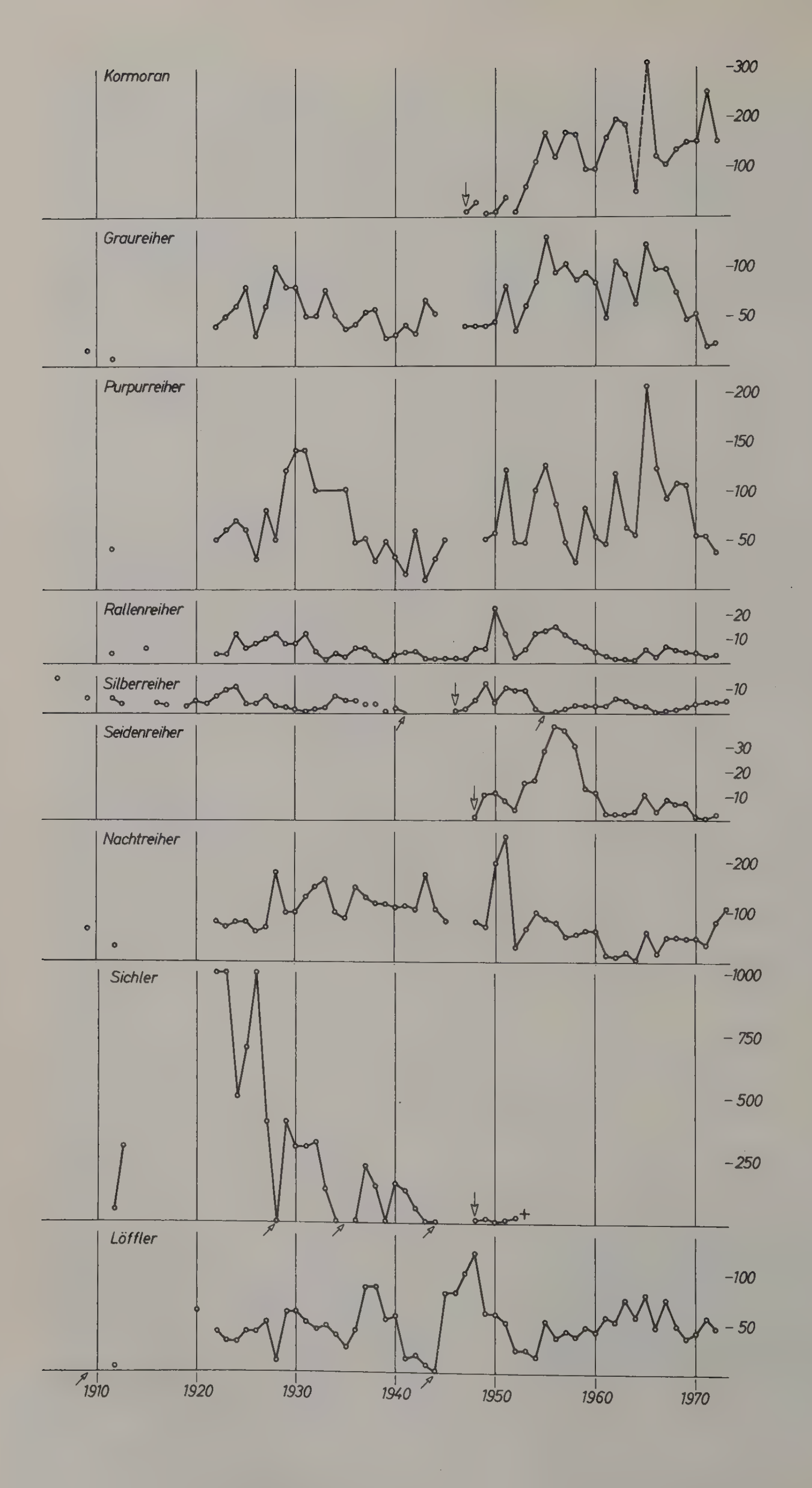


Abb. 26. Bestandsentwicklung einiger Taucher in Unterfranken und Baden-Württemberg. Ziffern beziehen sich auf die Nummern der Quadranten in Abb. 2. Kreise = Paare bzw. Brutpaare; Punkte bei Haubentaucher = Zahl der Jungen/Paar, äußere Skala (nach H. BANDORF briefl., PRINZINGER 1979).



Kormoran
-300
-200
-100
Graureiher
-100
- 50
Purpurreiher
-200
-150
-100
- 50
Rallenreiher
-20
-10
Silberreiher
-10
Seidenreiher
-30
-20
-10
Nachtreiher
-200
-100
Sichler
-1000
- 750
- 500
-250
Löffler
-100
- 50
1910
1920
1930
1940
1950
1960
1970

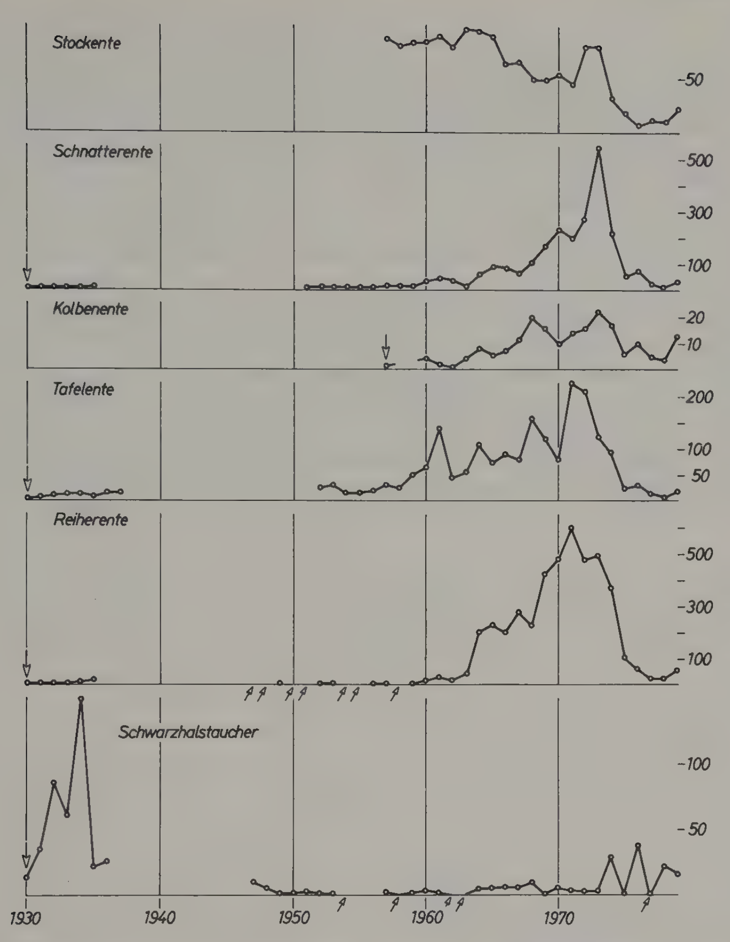


Abb. 28. Entwicklung des Brutbestandes einiger Enten und des Schwarzhalstauchers im Ismaninger Teichgebiet/Oberbayern (Ordinate = Brutpaare). Entstehung des Gebietes 1929/30. Ab 1955 Erhöhung des Wasserspiegels im Speichersee durch Aufstauung. Die meisten Enten brüten jedoch an den Fischteichen, deren Wasserfläche sich nicht verändert hat; jedoch trat in den letzten beiden Jahrzehnten durch Abwassereinleitung zunehmende Eutrophierung ein, ferner Beeinflussung der Ufervegetation durch Dammbau usw. Pfeile s. Abb. 27 (Daten aus Bezzel 1975a, Wüst 1978, v. Krosigk 1978, 1980 u.a.).

◁ Abb. 27. Entwicklung des Bestandes einiger Koloniebrüter am Kisbalaton/Ungarn (Ordinate = Brutpaare). Senkrechter Pfeil über der Grundlinie = Neu- bzw. Wiederansiedlung; schräger Pfeil unter der Grundlinie = Brutvorkommen erloschen; † bei Sichler = ausgestorben (Daten aus Keve 1976, 1977).

fristige Untersuchungen (Höhlenbrüter, Würger, Saatkrähe). Auch Zählreihen, in denen mit Unterbrechungen aus verschiedenen Jahrzehnten vergleichbare Daten vorliegen, sind sehr dünn gesät. Einige Beispiele, die wahrscheinlich bereits einen großen Teil des strengeren Maßstäben genügenden Materials ausmachen, sind in diesem Kapitel in verschiedenem Zusammenhang ausgewertet (weitere s. z.B. KLUIJVER 1951, BERNDT & KNOLLE 1960, POLTZ 1977, FIALA 1974, SMIT & WOLFF 1980, DEPPE 1981). Nach den insgesamt bruchstückhaften Unterlagen lassen sich an Hand von Einzelzählreihen über die säkulare Dynamik von Vogelpopulationen Mitteleuropas etwa folgende zusammenfassende Aussagen machen:

Einheitliche Trends der Zu- und Abnahme, die mehr als 20 Jahre anhalten, scheinen bei lokalen oder regionalen Populationen relativ selten zu sein und wohl am ehesten bei langlebigen Arten aufzutreten, die erst nach Vollendung des ersten Lebensjahres geschlechtsreif werden (z.B. Weißstorch). Starke Zunahmen, die exponentiell verlaufen können (s. Kap. 6), werden meist nach mehr oder minder langer Zeit abgebremst (z.B. Abb. 26, 27, 28, 29, 32, 34). Dementsprechend sind Bestandsrückgänge mitunter sehr rasch ablaufende Vorgänge (auch wenn der Brutbiotop nicht schlagartig vernichtet wird), können aber auch mitunter sich über Jahrzehnte hinziehen (z.B. Weißstorch, Abb. 36,

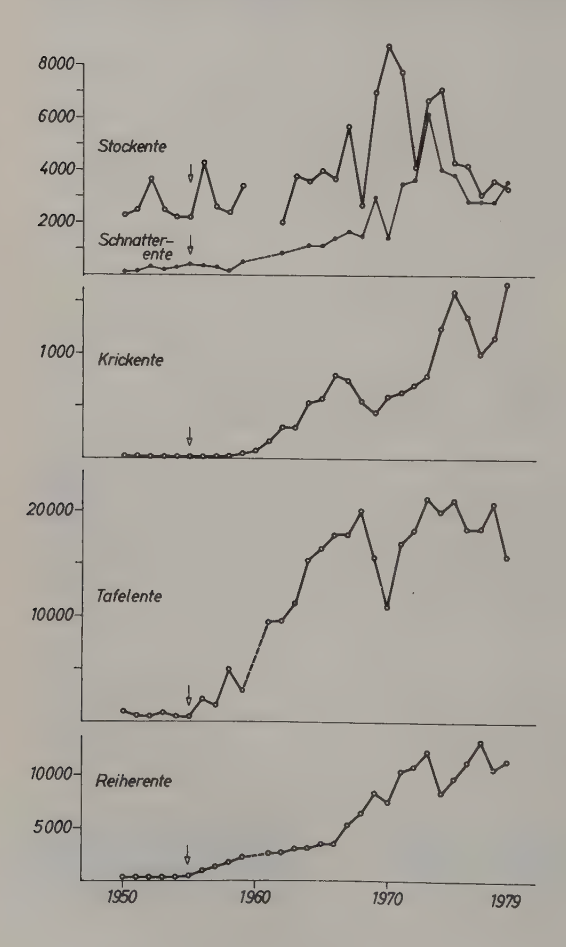


Abb. 29. Entwicklung des Jahresmaxima (Individuen) einiger Rastpopulationen im Ismaninger Teichgebiet. Pfeil = ab diesem Zeitpunkt wurde Wasserspiegel durch Aufstau erhöht (Daten s. Abb. 28).

37). Nicht selten tritt nach einer nur durch geringe Schwankung gekennzeichneten Verzögerungsphase eine starke Beschleunigung der Ab- oder Zunahme ein (vgl. Abb. 28, 29, 38; s. auch Kap. 6). Auch stabile Zustände der Populationen sind durch erhebliche Schwankungen gekennzeichnet, die von aperiodischen Vorgängen (z.B. Witterung und davon abhängig Wasserstandsänderungen usw.) ausgelöst werden. Solche Abweichungen können kurzfristig ausgeglichen werden (z.B. innerhalb Jahresfrist) oder auch (wahrscheinlich vor allem bei Vogelarten, die erst mit mehr als einem Jahr geschlechtsreif werden) im Verlauf mehrere Jahre (z.B. Abb. 27). Vom Mittelwert weit entfernt liegende Extremwerte nach oben oder unten werden häufig schnell wieder ausgeglichen (z.B. 26, 28, 33). Die Betonung des Ausmaßes solcher kurzfristigen Fluktuationen ist vor allem auch in praktischer Hinsicht von Bedeutung, da Bestandsaufnahmen über wenige Jahre oft ein völlig falsches Bild über die wirklichen Bestandsverläufe ergeben und die Öffentlichkeit geneigt ist, z.B. Katastrophenjahre, rasche Bestandszunahme auf das Mehrfache des Ausgangswertes oder Erholungsphasen nach einem Bestandstief überzubewerten. Mäusebussard, Habicht (Abb. 30) oder Graureiher (Abb. 34, 35) sind Beispiele solcher verhängnisvoller Fehlinterpretationen kurzfristiger Bestandsänderungen ohne Einordnung in langfristig erkennbare Entwicklungen. Die immer wieder vorgebrachten Abschußforderungen stützen sich auf solche falsche Einschätzungen kurzfristiger Änderungen (vgl. Kap. 6).

Bei Erhebungen über mehrere Jahrzehnte sind häufig Perioden unterschiedlichen Bestandsniveaus erkennbar (z.B. Abb. 27, 28, 30, 32). Dies erschwert die Angabe langfristiger einheitlicher Trends, wie sie in den vorhergehenden Abschnitten versucht wurde. Schließlich reagieren auch systematisch nahe verwandte oder ökologisch ähnliche Arten

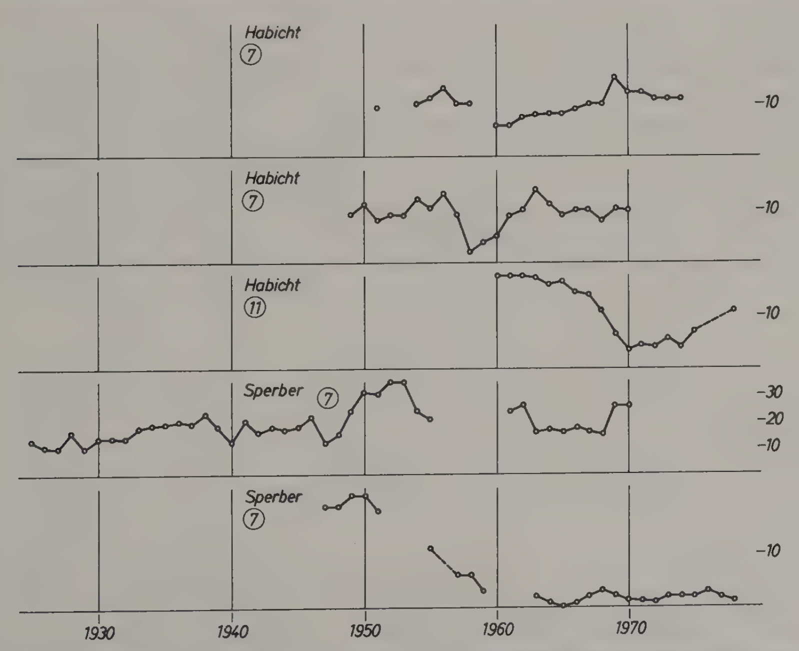


Abb. 30. Bestandsentwicklung (Paare) von Habicht und Sperber auf Probeflächen. Zahlen beziehen sich auf Quadranten in Abb. 2. (Daten nach Kramer 1972; Höser 1967, 1969, Höser u.a. 1979; Rust 1977).

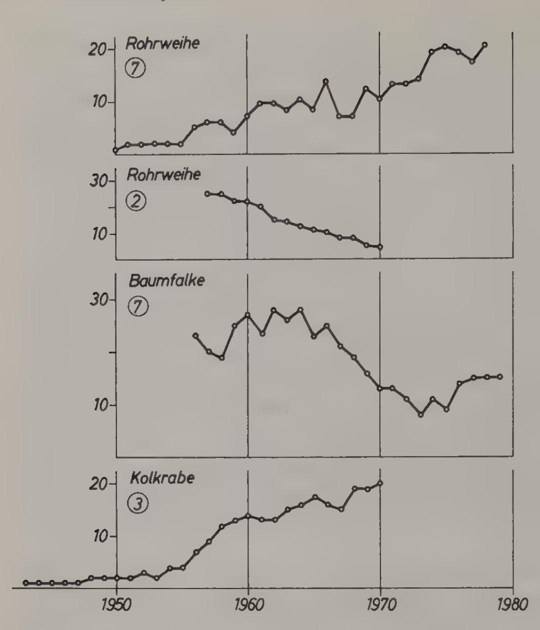


Abb. 31. Bestandsentwicklung (Brutpaare) von Rohrweihe, Baumfalke und Kolkrabe auf Probeflächen; Ziffern beziehen sich auf Quadranten der Abb. 2 (Daten nach HÖSER s. Abb. 30; ALLEYN u.a. 1971; FIUCZYNSKI 1979, 1981; ALPERS 1971).

unterschiedlich oder zu unterschiedlichen Zeitpunkten auf Änderungen lokaler Faktorengefüge (Abb. 27, 28, 29). Neu- oder Wiederbesiedlungen von Arealen oder Arealteilen können sehr stürmisch im exponentiellen Wachstum, aber auch sehr langsam mit langer Verzögerungsphase erfolgen (vgl. z.B. Reiherente, Türkentaube im Gegensatz zu Kolkrabe oder Rohrweihe; Abb. 27, 31, 40; s. ferner Kap. 6). Dabei spielen auch Fragen der Dispersion eine Rolle: Koloniebrütende Arten können z.B. sehr rasch eine kopfstarke Population aufbauen, die allerdings dann auch wieder schnell zusammenbricht (Schwarzhalstaucher Abb. 26, Lachmöwe s. Kap. 6). Bei territorialen Vogelarten kann sich der Verteilungsmodus bei zunehmender Populationsdichte ändern (z.B. Übergang zu Koloniebrüten bei Höckerschwan oder Haubentaucher, z.B. WICHT 1972; Einzel- bzw. Koloniebrüten der Wacholderdrossel); lokal sehr dichte Populationen verteilen sich ohne all-

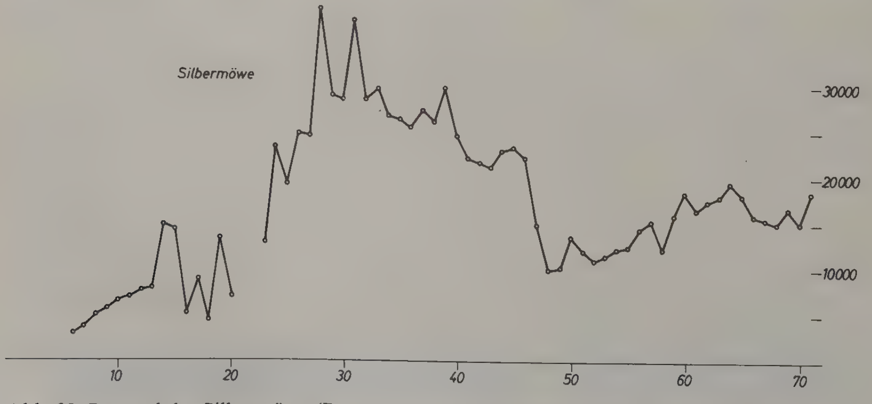


Abb. 32. Bestand der Silbermöwe (Brutpaare) in Niedersachsen (nach GOETHE 1973c).

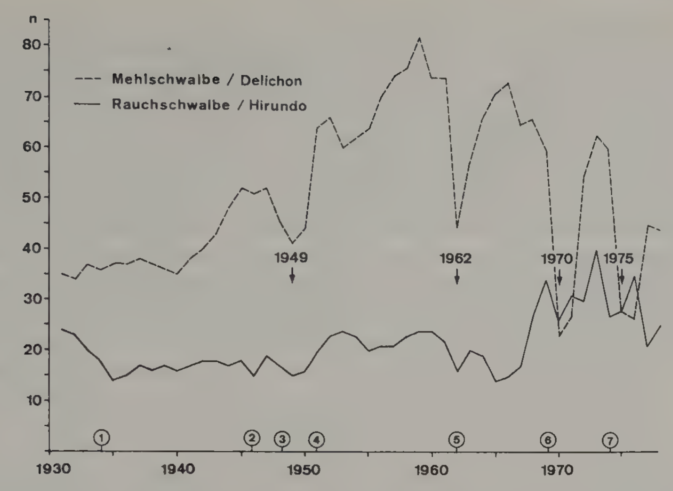


Abb. 33. Bestandsentwicklung der Mehl- und Rauchschwalbe im schweizerischen Dorf Oltingen. 1 = Straßen im Dorf geteert; 2 = erste künstliche Schwalbennester; 3 = kalter Juni 1948 mit vielen toten Jungvögeln; 4 = an einem neuen Gebäude am Dorfrand entstehen 18 Schwalbennester; 5 = ein Marder raubt viele Nester mit Alt- und Jungvögeln aus; 6 = kalter Juni 1969 mit vielen toten Jung- und Altvögeln; 7 = Zugkatastrophe Herbst 1974 (aus BRUDERER & MUFF 1979).

gemeine Abundanzzunahme über eine größere Zahl von Brutplätzen (z.B. Schwarzhalstaucher in Abb. 26; Türkentaube). Weiteres zu Anpassungsstrategien des Populationswachstums s. Kapitel 6. Als allgemeine Ergebnisse einer kursorischen Auswertung langjähriger Bestandsaufnahmen an einzelnen Populationen lassen sich zusammenfassen:

1. Stabile Vogelpopulationen sind häufig nicht etwa dadurch gekennzeichnet, daß über die Zeit hinweg die Abundanz mehr oder minder konstant bleibt. Vielmehr treten häufig starke Fluktuationen auf; die Fähigkeit, eine größere Abweichung rasch wieder auszugleichen, ist damit entscheidender für die Stabilität (hohe Elastizität).

2. Die starken, auch mehrjährigen Fluktuationen lassen es im allgemeinen wenig sinnvoll erscheinen, kurzfristige lokale Populationsentwicklungen zu verallgemeinern. Häufig ist man zwar vor allem bei abnehmenden und gefährdeten Arten dazu gezwungen. In solchen Fällen können parallele Untersuchungen in anderen Gebieten oder vor allem auch anderer, systematisch oder ökologisch ähnlicher Arten, Entwicklungen besser aufzeigen. Der in manchen Ländern Europas eingeführten Common-Bird-Census auf Kontrollflächen, der mit Indexwerten arbeitet, ist ein Mittel, auch in relativ kurzfristigen Programmen unter entsprechenden methodischen Vorbehalten gravierende Änderungen zu erkennen (BATTEN 1972a, BERTHOLD 1976, CHANDLER u.a. 1980, BRAAE & LAURSEN 1980). Gleiches gilt für Zählungen von Durchzüglern mit festgesetzten Methoden (weiteres s. Kapitel 6).

3. Aus den vorher gesagten Gründen folgt, daß die Bedeutung lokaler Populationen einzelner Arten als Bioindikatoren nicht überbewertet werden darf. Erst die vergleichende Betrachtung von Lokalpopulationen mehrerer Arten, die im ökologischen Zusammenhang zu sehen sind, oder die Kausalanalyse der die Dynamik steuernden Faktoren (was meist sehr viel schwieriger ist!) führt zu richtiger Wertung. Unter solchen Gesichtspunkten können Rast- und Zugvogelpopulationen grundsätzlich die gleiche Bedeutung gewin-

nen wie Brutvögel. So sind Änderungen in Abundanz und Artenzahl und damit der Diversität nahrungssuchender Schwimmvögel kennzeichnend für Nährstoffanreicherungen in Binnengewässern (vgl. Abb. 23). Vergleichende Abundanzdynamik ökologischer oder systematischer Artengruppen kann die Bedeutung des Verhaltens einzelner lokaler Populationen besser einordnen helfen.

Damit soll nicht der Eindruck erweckt werden, kurzfristige Einzelstudien wären von untergeordneter Bedeutung. Gerade die rasche Zunahme der Dynamik in der modernen Kulturlandschaft und die Tatsache, daß Umstrukturierungen in Lebensgemeinschaften häufig schon erfolgen, ehe massive negative Auswirkungen menschlicher Eingriffe sichtbar werden, fordert zu solchen Untersuchungen heraus, auch wenn arbeitsaufwendige Analysen oft nicht möglich sind und man sich mit der Ermittlung von Abundanz oder Dispersion zunächst zufrieden geben muß. Selbst bei gut untersuchten Arten sind viele Aspekte der langfristigen Dynamik noch unbekannt, wie u.a. nachfolgende Beispiele zeigen.

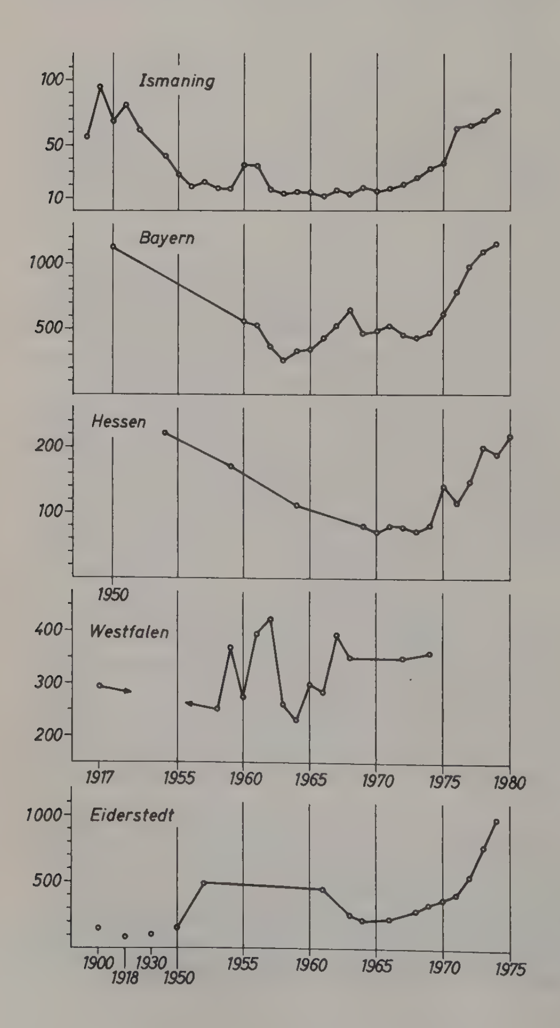


Abb. 34. Entwicklung des Graureiherbestandes in einigen Gebieten Mitteleuropas. Zahlen = Brutpaare, in Ismaning durchschnittliche Monatsmaxima anwesender Individuen (Daten aus Utschick unpubl., Keil & Rossbach 1980, Peitzmeier 1979; Berndt & Drenckhahn 1974).

Graureiher (Abb. 34, 35): Wie z.B. in Niedersachsen (GOETHE u.a. 1978) setzte auch in anderen Gebieten offenbar bereits seit der Jahrhundertwende eine starke Abnahme der Brutbestände ein. In den 30er und 40er Jahren begann in einzelnen Gebieten zu unterschiedlichen Zeitpunkten der zweite Vernichtungsfeldzug. Der allgemeine Trend der Abnahme wurde, soweit es die Zahlen erkennen lassen, gegen Ende des 2. Weltkrieges und in den ersten Jahren danach durch kurzfristige Erholungsphasen unterbrochen. Auch kalte Winter mit kurzfristig sehr starken Bestandseinbußen und anschließenden allmählichen Erholungen weichen lokal und regional vom allgemeinen Trend ab. Bis in die 60er Jahre nahm der Bestand in vielen Gebieten gefährlich ab und führte zu einem Bestandsminimum bzw. auch zum lokalen und regionalen Aussterben. Ab Anfang der 70er Jahre setzte eine allgemeine Erholung ein, die wohl im Augenblick noch nicht abgeschlossen ist, aber in der zweiten Phase der neuerlichen Bestandszunahme einen stark gebremsten Verlauf aufweist. Daraus ist zu schließen, daß vielfach die Grenzkapazitäten des Lebensraumes erreicht werden. Eine Zunahme des Graureiherbestandes der letzten Jahre über jene der ersten Jahrzehnte unseres Jahrhunderts konnte jedoch nirgends festgestellt werden, zumindest nicht großräumig. Als Gründe für den Rückgang des Graureihers in vielen Teilen Mitteleuropas kommen in Betracht: Störungen in den Kolonien während der Balz- und Brutzeit durch Besucher, Fotografen, forstwirtschaftliche Maßnahmen; Abschuß durch Jagdberechtigte, Fang und Tötung an Fischzuchtanlagen; Verringerung des Nahrungsangebots durch Gewässerverschmutzung und wasserbauliche Maßnahmen, insbesondere auch Verbauung der Ufer; Trockenlegung von Feuchtgebieten; Zunahme der Beunruhigungen der Uferzonen geeigneter Nahrungsgewässer durch den Angelsport und andere Aktivitäten von Freizeit und Erholung. Pestizide mögen vorübergehend eine Rolle

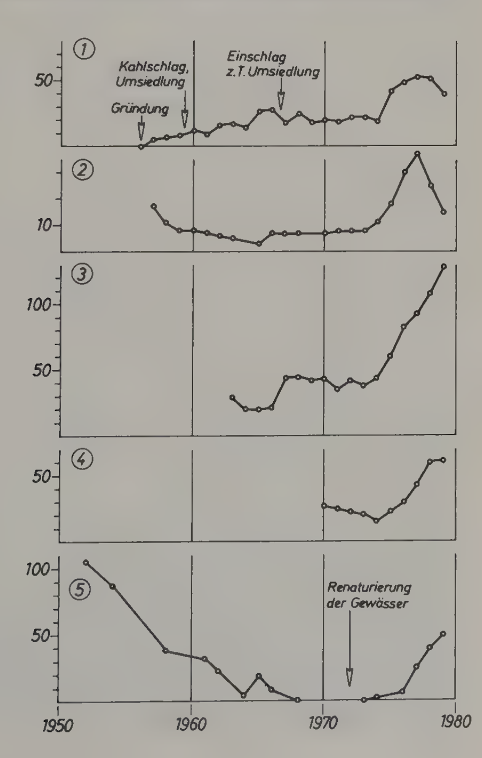


Abb. 35. Entwicklung einzelner Graureiherkolonien; 1–4 = Bayern (UTSCHICK unpubl.); 5 = Kühkopf/Hessen (KEIL & ROSSBACH 1980).

gespielt haben, doch ist ihr Einfluß auf den Gesamtbestand nicht klar. Die Gefahr des Aussterbens bestand am Tiefpunkt für weite Bereiche Mitteleuropas. Die Erholungsphase wird eingeleitet durch Aufhebung der Schußzeit in den meisten Gebieten Anfang der 70er Jahre. Weitere wichtige Maßnahmen waren und sind jetzt noch der Schutz einzelner großer Kolonien während der Brutzeit. Die Ausweisung von Kolonien als Schutzgebiete, die während der Brutzeit nicht betreten werden dürfen und in denen auch keine forstwirtschaftliche Maßnahmen durchgeführt werden können, ist ein ganz wichtiger Beitrag zur Bestandshebung. Natürlich müssen diese Aktivitäten begleitet werden von Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraumes, insbesondere des Nahrungsangebotes. Die Ausweisung von Schutzgebieten an Uferzonen und in Feuchtgebieten aller Art sowie die Anlage von Nahrungsteichen usw. führt zumindest lokal zu Erfolgen (wichtige Literatur: Creutz & Schlegel 1961, Ranftl u.a. 1976, Schwede-Lüderitz 1976, Blok & Roos 1977, Møller & Skov Olesen 1980, Utschick & Buchberger 1980, Utschick 1980, Keil & Rossbach 1980).

Weißstorch (Abb. 36, 37): Durch überregionale Zählungen ist die Bestandsdynamik des Weißstorches wohl am besten von allen mitteleuropäischen Vogelarten bekannt, für einige Gebiete sogar schon seit der Jahrhundertwende. Fast überall ist der Rückgang drastisch (Beispiele Abb. 36, 37). Im Westen des Gebietes (z.B. Schweiz, Frankreich) sind Areale ganz aufgegeben oder werden heute von kleinen Restpopulationen besiedelt. Aber

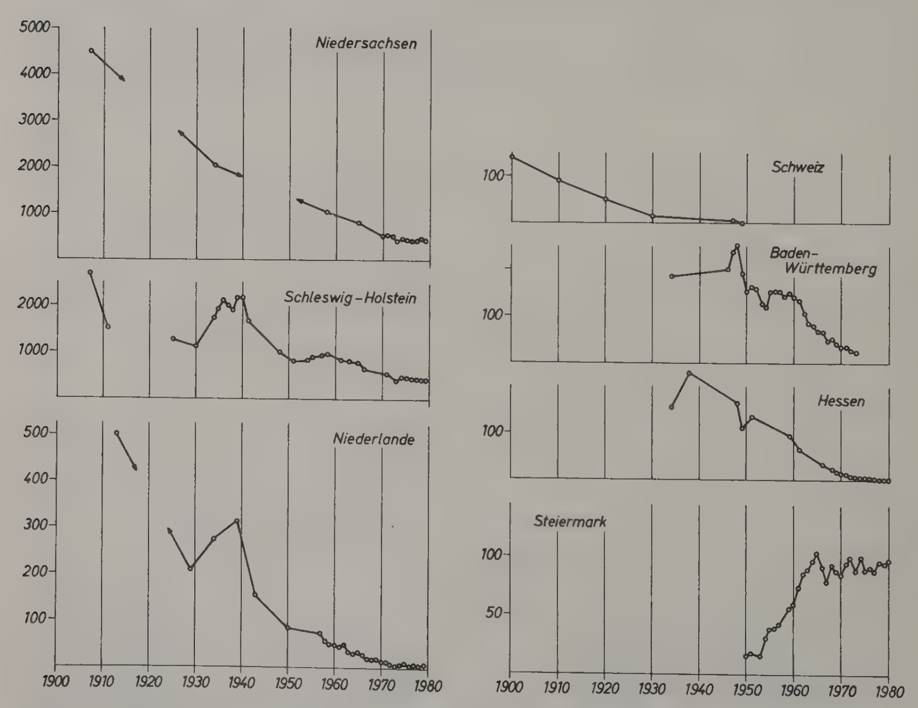
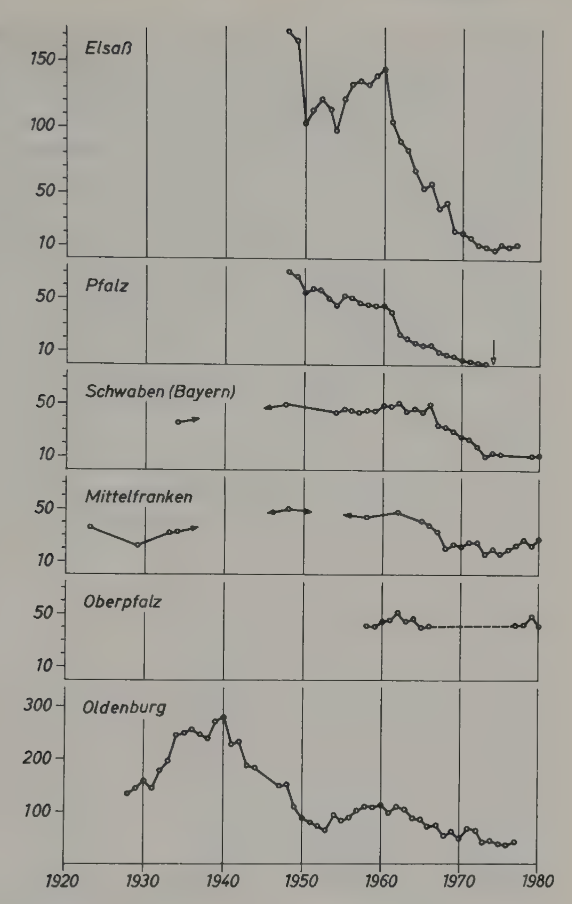


Abb. 36. Entwicklung des Weißstorchbestandes in Mitteleuropa; Zahl der Brutpaare (nach Kepka 1958; Glutz v. Blotzheim & Bauer 1966; Berg-Schlosser 1968; Keil & Rossbach 1969, 1980; G. & G. Steinbacher 1974; Zink 1975; Goethe u.a. 1978; Berndt & Drenckhahn 1974; Bairlein & Zink 1979; Schifferli 1980; B. Weissert 1980 u. briefl.; H. Heckenroth briefl.; A. Burnhauser mündl.).

Abb. 37. Beispiele für Entwicklung regionaler Brutbestände des Weißstorchs (Quellen s. Abb. 36, ferner GROH u.a. 1978, GÉROUDET 1978).



auch in Dichtezentren Mitteleuropas, wie der norddeutschen Tiefebene, ist die einstige Population auf Bruchteile zusammengeschmolzen (z.B. brüteten in Niedersachsen 1977 nur etwa 9% des Bestandes von 1900, GOOS 1977, s. auch Abb. 36). In den letzten Jahrzehnten ist es dagegen in manchen Landschaften im Osten (z.B. Oberpfalz, s. Abb. 37) zu einem Stillstand des Rückgangs oder (z.B. Steiermark und Kärnten; s. Abb. 36) zu Neuansiedlungen und bemerkenswerten Zunahmen gekommen, ohne daß dadurch allerdings der allgemeine Trend aufgefangen worden wäre. Über die Art der Rückgangsursachen sind die Kenntnisse relativ gut, jedoch ist die Bedeutung der einzelnen Faktoren abgesehen von grundsätzlichen Prioritäten noch nicht quantifizierbar. Mit hoher Wahrscheinlichkeit stehen Biotopzerstörungen an erster Stelle, insbesondere durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen (z.B. Entwässerung extensiv genutzten Dauergrünlandes, Senkung des Grundwasserspiegels, Eindeichung) und durch Änderung der Agrarstruktur (Umwandlung von Grünland in Äcker) sowie Flächenverluste durch Bebauung. Sicher wirken auch Verarmung im Nahrungsangebot durch Biozide, Beseitigung von Kleinstrukturen usw. Auch direkte Eingriffe in die Bestände dürften von nicht zu unterschätzender Bedeutung sein. Immerhin 24% aller beringten Störche finden an Drahtleitungen den Tod, etwa 10% werden als getötet aus Durchzugs- und Winterquartieren gemeldet. Hierzu

mögen andere durch die Kulturlandschaft bedingte Unfälle und Ursachen kommen. An Klimaschwankungen ist ebenfalls zu denken; bei reduzierten oder im Altersaufbau gestörten Beständen wirken auch ungünstige Witterungsbedingungen nachhaltig (Näheres s. Goos 1977 sowie die zu Abb. 36 zitierte Literatur). Das Problem der Wiederansiedlung von Weißstörchen behandelt Bloesch (1980) ausführlich und umfassend.

Birkhuhn (Abb. 21, 38, 39): Über das Birkwild gibt es umfangreiche Statistiken, die jedoch nur sehr bedingt die wirklichen Verhältnisse widerspiegeln. Von den Jagdbehörden wurden nämlich grundsätzlich nur die Hähne erfaßt. Aber auch bei ihrer Zählung wurden sehr häufig einfache Grundregeln der Methodik von Bestandsaufnahmen mißachtet, so daß häufig Doppelt- oder Mehrfach-Zählungen in die Akten eingingen (z.B. Bezzel & Ranftl 1973, Heckenroth 1975, Ziesemer 1980). Trotz dieser großen Fehler ist der kontinuierliche Rückgang des Birkwildes in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft seit etwa Mitte des vorigen Jahrhunderts vielfach belegt. In Schleswig-Holstein setzte dieser Rückgang mindestens seit 1850 ein. 1890 wurde dort zwar schwedisches Birkwild ausgesetzt und die Bestände erholten sich hier wie auch in anderen Gebieten der norddeutschen Tiefebene bis zu einem Maximum etwa zwischen 1920 und 1930. Die Bestandserholungen sind aber mutmaßlich nicht im ursächlichen Zusammenhang mit dieser Aussetzung zu sehen. Ab 1930 scheint auch in Schleswig-Holstein ein ständiger Rückgang

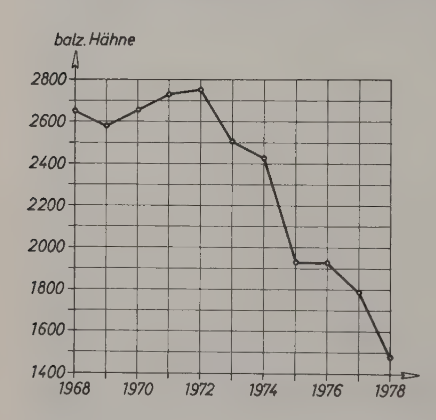
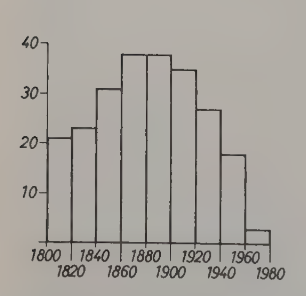


Abb. 38. Rückgang des Birkhuhns in Bayern (nach Glänzer 1980).



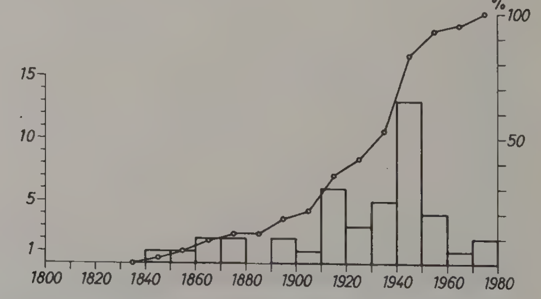


Abb. 39. Zur Geschichte des Birkhuhns in Baden-Württemberg. Links: Zahl der ab 1800 besetzten Birkhuhn-Brutplätze. Rechts: Zeitpunkt des Erlöschens der 43 ab 1800 besetzten Brutplätze. Linke Ordinate = Zahl der aufgegebenen Brutplätze pro Zehnjahresabschnitt (Säulen), rechte Ordinate = Summenprozentkurve aus der Zahl der aufgegebenen Brutplätze pro Zehnjahresabschnitt (100% = 43 Gebiete) (nach Hölzinger 1980).

stattzufinden. Vorsichtige Schätzungen nehmen für 1975 einen Gesamtbestand zwischen 450 und 550 Birkhühnern an. Eine Umfrage des zuständigen Ministeriums hat 1978 ergeben, daß der Bestand nochmals zurückgegangen ist. Ornithologen schätzen, daß es derzeit in Schleswig-Holstein nur noch 100 bis 200 Birkhühner gibt. Die Gründe für den Rückgang liegen in der fortschreitenden Austrocknung der Moore und auch in der Isolation der einzelnen Lokalpopulationen, so daß Austausch nicht mehr erfolgen konnte. Ein Forschungsauftrag des Landwirtschaftsministeriums soll die Situation des Birkwildes verbessern helfen, möglicherweise durch Maßnahmen der Moorregeneration (ZIESEMER 1980). In Niedersachsen betrug der Birkwildbestand nach Erhebungen von Vogelkundigen 1976 etwa 840, 1977 nur noch etwa 560 Vögel. Ein weiterer starker Rückgang in den nächsten Jahren ist anzunehmen. Legt man Bestandsaufnahmen von 1964 zugrunde, die noch 7760 Birkhühner ausweisen, dann würde der Bestand innerhalb von 14 Jahren um mehr als 90% abgenommen haben. Als Gründe für den Rückgang wurden ermittelt (Zahlen beziehen sich auf Anzahl der Quadranten des Aufnahmegitters, in denen die jeweilige Störung festgestellt wurde): Aufforstungen (17), Torfabbau (26), agrarstrukturelle Maßnahmen (32), Fremdenverkehr und Wochenendausflugsverkehr (29), sonstige Störungen, u.a. militärische Übungen, Modellflugzeuge, Beweidung (39). Bemerkt werden muß, daß unter den Störungen des Ausflugsverkehrs auch sogenannte Vogelkundler enthalten sind, die unter allen Umständen noch die Birkhahnbalz beobachten bzw. seltene Fotos schießen wollen (HECKENROTH 1980). Auch in anderen Restvorkommen des Birkhuhns treiben sich unverbesserliche Tierfotografen herum, die das Balzgeschäft sicher empfindlich stören. In Hessen setzte stetiger Rückgang mindestens seit der Jahrhundertwende ein und hielt trotz warnender Vorhersage in den letzten Jahren unvermindert an. Die letzten Refugien befinden sich in den Hochflächen der hessischen Rhön; hier wurde jedoch durch Aufforstung, die zunächst eine vorübergehende Verbesserung der Situation brachte, der Lebensraum weiter eingeengt. Jetzt sind vor allem durch Störungen, die vom Flugbetrieb (Motor-, Segel- und Modellflugzeuge) ausgehen, aber auch von Langläufern und Spaziergängern, weitere Bedrohungen des Restbestandes eingetreten. Wie MÜLLER (1980) berichtet, ist an diesen Störungen nicht etwa in erster Linie mangelnde Disziplin der Einzelpersonen, sondern vor allem eine Reihe von Unterlassungen der Naturschutzbehörden schuld (Abb. 21). In Baden-Württemberg brach die letzte Birkhuhnpopulation 1976 zusammen. Die dortigen Bestände erfuhren ihre Blüte etwa Mitte des 19. Jahrhunderts; seither erfolgte eine erst sehr langsame, dann aber immer stärker beschleunigte Rückgangsphase. Als Ursachen dafür sind Biotopveränderungen, Bejagung und auch natürliche Feinde anzusehen, die letzten Endes erst dann zum Tragen kommen, wenn die Populationen ohnehin auf ein Minimum geschrumpft sind (Abb. 39). An Einsetzungsversuchen hat es in Baden-Württemberg nicht gefehlt, doch blieben sie meist ohne oder von geringem Erfolg (HÖLZINGER 1980). Mit mehr oder weniger großen Abweichungen ist die Geschichte des Birkhuhns in anderen Teilen Mitteleuropas ähnlich; nur in den Alpen haben sich noch größere Bestände bis in neuester Zeit retten können, über deren Bedrohung wir bereits auf Seite 70 berichteten.

Kiebitz: Durch Vertreibung von angestammten Brutplätzen als Folge der Entwässerung und nachfolgender allmählicher »Umstellung« auf Kulturland haben in den letzten 150 Jahren in Europa mehrere Bestandsänderungen stattgefunden. In der zweiten Hälfte des 19. Jh. traten gebietsweise starke Abnahmen ein durch Intensivierung der Landwirtschaft, Trockenlegung von Feuchtgebieten, Ausweitung menschlicher Siedlungen und Industrie, aber auch durch intensives Eiersammeln. Diese Entwicklung ist bis in die ersten Jahrzehnte des 20. Jh. zu verfolgen. In manchen Gebieten scheint in den 20er und 30er Jahren ein Tiefpunkt erreicht worden zu sein. Ab den 40er und 50er Jahren machte sich

ein Trend der Zunahme und Arealausweitung als Erfolg der Besiedlung von Kulturland (auch von Äckern) bemerkbar; ab der Wende zu den 60er Jahren trat in vielen Gebieten ein Bestandsanstieg ein, der bis in neueste Zeit anhält. Als Folge der Umstellung der Landwirtschaft sind aber auch gebietsweise wieder negative Entwicklungen eingetreten, doch ist im einzelnen noch wenig darüber bekannt. Reduktion von Wiesenflächen gegenüber Acker, zunehmende Mechanisierung, Verwendung von Herbiziden, Beschleunigung des Graswachstums durch intensive Mineraldüngung, Vorverlegung und öftere Wiederholung der Mahd usw. haben starke negative Einwirkungen auf den Bruterfolg und dürften sich auch nach gewisser Zeit in Bestandsrückgängen niederschlagen (vgl. Abschnitt 9.2.1).

Türkentaube (Abb. 40): Die Einwanderung nach Europa, eines der auffälligsten und wohl auch am besten dokumentierten Beispiele von Arealausweitungen einer Tierart in neuester Zeit, ist bereits mehrfach zusammenfassend dargestellt worden. Etwa 1930 erschienen die ersten Türkentauben in Ungarn, spätestens seit 1964 war die Art in allen Teilen Mitteleuropas heimisch. Die zusammenhängende Verbreitung ist jedoch vor allem auf das Tiefland bis maximal 500 m Höhe beschränkt; über 1000 m sind auch in den Alpen keine regelmäßigen Ansiedlungen bekannt. Die jährliche Zuwachsrate der Arealausweitung erreicht zwischen 1943 und 1952 und dann wieder nach 1956 ein Maximum. Seit 1972 hat die Expansionsgeschwindigkeit abgenommen. Der Bestand wächst großräumig zumindest in den ersten Jahren exponentiell (für die Niederlande s. Abb. 40; ferner auf den Britischen Inseln 1955 1 Paar, 1964 etwa 3000 Paare, 1970 wohl 15 bis 20000, Hudson 1972; Schweden 1. Brut 1951, im Winter 1961/62 ca. 1200 Individuen, 1974/75 6000 bis 8000 Brutpaare, Glutz von Blotzheim & Bauer 9, 1980). Über die Ursachen dieser gewaltigen Expansion in kürzester Zeit gibt es unterschiedliche Ansichten. Die Gründe liegen zweifellos in erster Linie in der Populationsdynamik der Art. Die Expansion wird aber auch mit Klimaschwankungen Ende des 19. Jh. im Balkanraum in Zusammenhang gebracht, dem Ausgangspunkt der Einwanderung nach Mitteleuropa. Jedenfalls ist es der Türkentaube in den gemäßigten Breiten Europas (offenbar nach Westen in Richtung ozeanischer Einflüsse zunehmend) möglich, fast ganzjährig Gelege zu zeitigen, im Gegensatz zu anderen Teilen ihres Areals. Die enge Bindung an menschliche Siedlungen (günstiges Lokalklima, Nahrungsangebot) mag dieser Tendenz förderlich sein. Viele Vögel können bereits vor Ablauf ihres 1. Lebensjahres wiederum brüten. Die Folgen dieser günstigen Fortpflanzungsverhältnisse führen schließlich zu Abundanzen, die wiederum Dismigrationen (Zerstreuungswanderungen) veranlassen, um die hohe Dichte auszugleichen. Damit ist aber die Expansion, an der sicher noch andere Faktoren beteiligt sind, noch nicht ausreichend erklärt. Die erwähnten Klimaschwankungen können nur ein

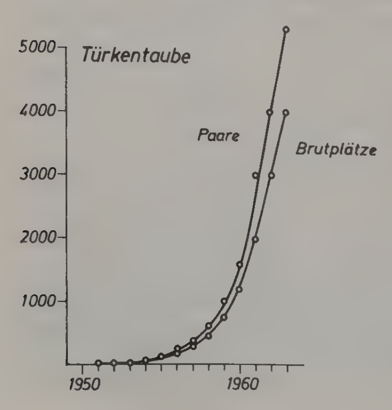


Abb. 40. Einwanderung der Türkentaube in die Niederlande (nach Leys 1967).

Anstoß gewesen sein. Die Ausbreitung erfolgt im einzelnen häufig über ein Netz von Vorposten, die sich bis zu 200 km von der jeweiligen Arealgrenze entfernt niederließen und falls es sich um Paare handelte, bald mit der Brut begannen. Zuzug von weiteren Individuen führte zur Vergrößerung der örtlichen Population, von der aus dann das Umland besiedelt und Verbreitungslücken geschlossen wurden, bis die Fortsetzung der Expansion mit Gründung weiterer Vorposten stattfand (ausführliche Darstellung und Diskussion NOWAK 1975; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 9, 1980).

Neuntöter (Abb. 41): Wie die anderen Arten der Gattung hat auch die in Mitteleuropa verbreitetste und häufigste Art in den letzten zwei bis drei Jahrzehnten stark abgenommen, von regionalen und lokalen Abweichungen dieses allgemeinen Trends abgesehen. Ähnliche Befunde liegen aus Skandinavien und Großbritannien vor. Die Abnahme kann regional exponentiell erfolgen. Der Ursachenkomplex für diese Erscheinung ist noch nicht geklärt. Habitatverluste spielen wohl eine Rolle (Beseitigung von Hecken oder anderen geeigneten Stellen), wobei diese Erscheinung großräumig zu bewerten ist. Nahrungsmangel in intensiv bewirtschafteten Gebieten mag ebenfalls eine Rolle spielen; Wettereinflüsse können nur für kurzfristige Bestandseinbußen verantwortlich gemacht werden. Lokal konnten hohe Schlüpfverluste festgestellt werden, doch ist Pestizideinwirkung nicht erwiesen. Die Gelegegröße war in einer Untersuchung sogar negativ korreliert mit der Bestandsdichte. Zu vermuten ist, daß Ursachen für den offenbar weit verbreiteten Rückgang auch außerhalb des Brutareals zu suchen sind (POLTZ 1975, 1977, SONNABEND & POLTZ 1979, JAKOBER & STAUBER 1980).

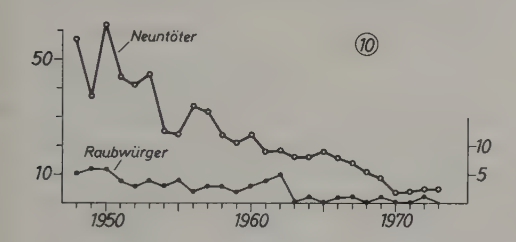


Abb. 41. Bestandsrückgang von Neuntöter und Raubwürger auf einer Probefläche am Bodensee (Quadrant 10) (nach SONNABEND & POLTZ 1978, 1979).

Saatkrähe: Der Bestand dieses Koloniebrüters ist leicht durch Verfolgung zu dezimieren, zumal manche Kolonien in der Nähe menschlicher Siedlungen angelegt werden. Für örtlich oft radikale Vernichtungen von Kolonien (Einzelheiten z. B. HÖLZINGER 1975, MAGERL 1980) wird Lärmbelästigung der Anwohner in Siedlungsgebieten und landwirtschaftlicher Schaden (z. B. Saatgut und Keimlinge des Maises) als Begründung angegeben. Ob Brutpopulationen überhaupt nennenswerten landwirtschaftlichen Schaden verursachen, muß nach den Äußerungen der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (1978) als sehr fraglich gelten. In Bayern wurden 1898 noch 10425 Brutpaare gezählt (Bestand damals sicherlich nicht vollständig erfaßt), 1978 noch 1407 bis 1467. Das bedeutet einen Rückgang von ca. 86% (MAGERL 1980). In ähnlicher Größenordnung liegt der Rückgang für das gesamte Gebiet der Bundesrepublik und der DDR bis etwa 1960 (MANSFELD 1965, MAGERL 1980) sowie kurzfristig auch in einzelnen Landschaften (z. B. Osnabrück, KOOIKER 1979). In den Niederlanden brüteten um 1950 schätzungsweise 50000 Paare, 1970 noch ungefähr 10000. Ob hier der Rückgang allein der Verfolgung anzulasten ist, bleibt allerdings fraglich, weil unter starkem Verfolgungsdruck die Saatkrähe vor 1950 sogar teilweise zunahm. 1975 wurden in den Niederlanden wieder 12000 Paare geschätzt (TEIXEIRA 1979). Auch in anderen Gebieten ist neuerdings teilweise ein weiterer Rückgang gebremst, möglicherweise eine Folge von Schutzbemühungen

(MAGERL 1980), doch ist z.B. in Schleswig-Holstein in den 22 Jahren von 1954 bis 1976 der Bestand von 16073 auf 10059 Paare (mit zwischenzeitlichen Erholungsphasen) zurückgegangen (FALLET 1978; ferner ERDMANN 1981).

5.5.2 Avifaunen und Avizönosen

Die unterschiedliche Qualität der Ergebnisse aus früheren Jahrzehnten im Vergleich zur Gegenwart, aber auch sehr unterschiedlicher Kenntnisstand der Bestandsdynamik einzelner Arten, gestatten wiederum nur grobe Vergleiche und vor allem leider keine detaillierten Analysen des Materials. So läßt die Auswertung von 36 Gebieten ganz unterschiedlicher Größe, über deren Avifauna nicht vor 1970 publiziert wurde, für die letzten 100 Jahre nur eine grobe Darstellung der Dynamik zu (Abb. 42):

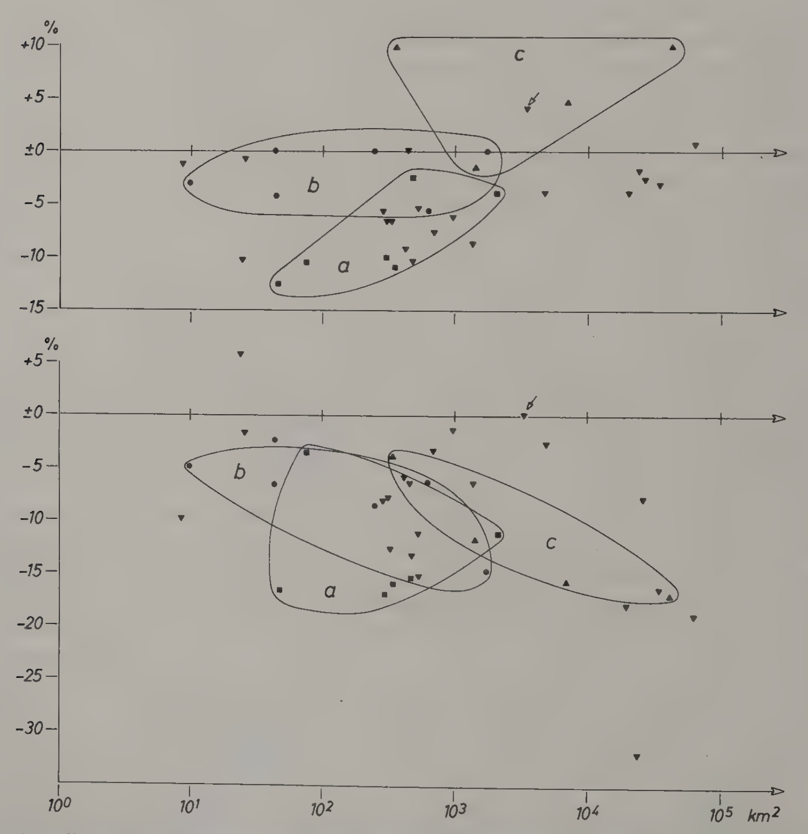


Abb. 42. Bilanzen der Artenzahl der Brutvögel in verschiedenen Gebieten Mitteleuropas seit ca. 1850. Oben: Bilanz der eingewanderten bzw. ausgestorbenen Brutvögel in % der Artenzahl von ca. 1850. Unten: Bilanz der zu- bzw. abnehmenden Arten in % der Artenzahl von ca. 1850. a = Quadrate, Stadtlandschaften; b = Punkte, Landschaften mit größeren Binnengewässern; c = Dreiecke mit Spitze nach oben, Landschaften des Alpenraumes. Dreiecke mit Spitze nach unten = übriges Tiefland und Mittelgebirgslandschaften. Pfeil markiert eine Küstenlandschaft des Wattenmeeres mit Landgewinnung.

Die Bilanz zwischen verschwundenen und neu aufgetretenen Brutvögeln ist 27 × negativ, 5 × ausgeglichen und nur 4 × positiv. Gemessen an der Artenzahl der Brutvögel vor rund 100 Jahren ergeben die Bilanzen ein Mittel von −3,7%; 6 × liegen die Fehlbeträge zwischen 10 und 13%. Wegen der starken Streuung und unterschiedlicher Materialqualität für einzelne Gebiete, die sich trotz sorgfältiger Auswahlkriterien nicht ausschalten ließ, wollen allerdings Mittelwerte nicht allzuviel besagen. Aus dem gleichen Grund sind weitreichende statistische Analysen und Prüfungen nicht angebracht. Abhängigkeit der Bilanzen vom Artenreichtum der ausgewählten Gebiete ließ sich nicht nachweisen. Dagegen scheinen aus Abb. 42 folgende Tendenzen erkennbar, wenn auch nicht zu sichern: Stadtlandschaften bzw. menschliche Ballungsräume neigen aus leicht ersichtlichen Gründen zu höheren Fehlbeträgen in der Bilanz. Große Binnengewässer und Landschaften mit hohem Alpenanteil weisen dagegen günstigere Werte auf. Dies mag mit Artenzuwanderungen durch Eutrophierung bzw. Rodung und Erschließung von Alpentälern teilweise zu erklären sein. Die Phase der Aufgliederung und Rodung geschlossener Waldflächen ist in den Alpen vielfach jüngeren Datums als im Tiefland. Doch kann auch durchaus sein, daß sich bei Alpenbereichen die Mängel früherer Durchforschung (Unwegsamkeit!) stärker bemerkbar machen als in überall leicht zugänglichen und durch Verkehrsadern gut erschlossenen Tieflandgebieten. Ferner läßt sich aus Abb. 42 zumindest vermuten, daß auf großen Flächen die Artenfehlbeträge die Tendenz zeigen, geringer zu sein. Der Mittelwert für 18 Gebiete bis 500 km^2 beträgt − 5,8%, für 6 Gebiete über 10000 km^2 nur − 0,37%. Die Erklärung für diesen möglichen Unterschied liegt wohl darin, daß in großen Gebieten sich an einzelnen Stellen noch Restpopulationen von Arten mit anhaltenden negativen Bestandsentwicklungen behaupten konnten, die damit in der Bilanz (noch) nicht erscheinen.

In der Bilanz der abnehmenden gegenüber den zunehmenden Arten weisen dementsprechend sehr große Gebiete keine geringeren Werte auf (Abb. 42 untere Hälfte). Im Gegenteil: In einigen Fällen überwiegen gerade bei großen Gebieten die Zahlen der abnehmenden Arten jene der zunehmenden besonders stark. Wenn dieser Trend anhält, werden auch großflächige Artenfehlbeträge sich bald vergrößern und dem Wert für kleinere Flächen angleichen. Der Mittelwert für die Bilanz abnehmender/zunehmender Arten liegt bei − 9,8% gemessen an der Artenzahl vor 100 Jahren. Auch dieser Mittelwert darf statistisch nicht allzu streng genommen werden. Als Näherungswert läßt sich jedoch aussagen, daß die negative Bilanz zwischen ab- und zunehmenden Arten etwa 3 mal so hoch ist wie jene zwischen verschwundenen und neu angesiedelten. Insgesamt betrifft der Artenschwund einschließlich der abnehmenden Arten in Teilgebieten der mitteleuropäischen Kulturlandschaft in den letzten 100 Jahren wenigstens 10%.

Für die in Abb. 42 ausgewerteten 36 Gebiete ergeben sich in 100 Jahren eine bemerkenswerte einheitliche Arten-Austauschrate (Turnover-Rate) von 8,7. Nur für ein sehr kleines Gebiet liegt der Wert deutlich unter 5, und für 5 ebenfalls kleinere deutlich über 10 (Variationsbreite 2,5 bis 17,1). Wir können also damit rechnen, daß in der Regel die Austauschrate zwischen 5 und 10% pro 100 Jahre liegt, pro Jahrzehnt also zwischen 0,5 und 1% des Artenbestandes. Dies gilt für vielseitig strukturierte Gebiete, nicht für einzelne Biotope. Natürlich ist der Wert wiederum abhängig von der Qualität der Informationen und hat sich auch unabhängig von der zunehmenden Intensität feldornithologischer Erhebungen in den letzten Jahrzenten vergrößert. Tab. 5.9. stellt eine kleine Auswahl von Turnover-Raten sehr kleiner bis großer Binnenlandgebiete zusammen. Für große Flächen ergeben sich für die letzten Jahrzehnte wiederum recht einheitliche Werte von einigen Prozent pro 10 Jahre. Die Zunahme der Dynamik auch in Landschaftsräumen, deren Bild sich im wesentlichen nicht verändert hat, darf daraus geschlossen werden, trotz aller

Tab. 5.9. Artenumsatzraten (QS) pro 10 Jahre für einige Binnenlandgebiete, deren Landschaftsbild sich nicht grundlegend verändert hat

	km²	Zeit	QS/10 Jahre	Autor
Müritzhof	2,8	1940/41-1969	8,2	DEPPE 1977
Siegmündung	7	1935-1960	2,8	WINK 1979
		1960-1973	17,2	WINK 1979
Maisinger See	1	1930-1960	4,8	MÜLLER 1930
		1960-1970	6,9	ZUR MÜHLEN 1975
Bodensee	1800	1930-1950	0,8	SCHUSTER 1979
		1950-1978	2,5	SCHUSTER 1979
Steinhuder Meer	650	1950-1979	3,7	WEISSKÖPPEL 1973
Solling	427	1925-1950	0,6	SCHERNER 1980
		1950-1975	1,1	SCHERNER 1980
Werdenfels	1440	1966-1980	2,3	BEZZEL unpubl.
Heiliges Meer	0,6	1955-1974	19,2	KNOBLAUCH 1980
Schweiz	41288	1935-1950	1,4	SCHIFFERLI u.a. 1980
		1950-1975	3,2	SCHIFFERLI u.a. 1980
Westfalen	20215	1960-1978	3,1	PEITZMEIER u.a. 1969, 1979

Ungenauigkeit der Werte im einzelnen. Der Wert der Umsatzrate beträgt heute ein Mehrfaches gegenüber früheren Jahrzehnten oder anders ausgedrückt, die Umsatzraten deuten an, daß das Ausmaß in der Veränderung des Artenspektrums der Brutvögel, das früher Jahrhunderte in Anspruch nahmen, heute auf Jahrzehnte zusammengedrängt ist.

Solche Aussagen zeichnen sich ab, wären aber durch sorgfältig gesammeltes Material an möglichst unterschiedlichen Gebieten noch genauer zu belegen. Sorgfältige Aufstellungen von Artenlisten in lang- oder mittelfristigen Programmen erhalten auch in diesem Zusammenhang eine ganz wichtige Bedeutung. Einige Fallbeispiele können hierzu konkretes Material liefern:

Für das Gebiet der DDR nennt RUTSCHKE (1980) fast 60 Arten mit Abnahme, dagegen nur 21 mit Zunahme.

In rund 30 Jahren seit 1945 vollzogen sich in einem 12 km² großen Gebiet am Südrand der Lüneburger Heide folgende allgemeine Veränderungen: Ausdehnung der Ortschaften und Siedlungen (Einwohnerzahl mehr als verdoppelt), Ausbau der Verkehrswege (Erweiterung der Eisenbahn mit Gewerbeansiedlung, Bau einer Autobahn), Veränderung der landwirtschaftlich genutzten Fläche (Entwässerung von Moorflächen und Umwandlung in Weiden; in weiteren Stadien Umbruch dieser und anderer Weiden zu Ackerland; Rodung von Feldgehölzen und Waldteilen). Trotz dieser Veränderungen blieb der Charakter der Landschaft insgesamt erhalten. Von 35 untersuchten Brutvogelarten sind jedoch in diesem Zeitraum 4 verschwunden, nämlich Habicht, Brachpieper, Gebirgstelze und Grauammer. 15 weitere gingen im Bestand zurück, und zwar Ziegenmelker, Grünspecht, Heidelerche, Rauchschwalbe, Rabenkrähe (!), Elster (!), Haubenmeise, Misteldrossel, Gartengrasmücke, Dorngrasmücke, Schafstelze, Neuntöter, Hänfling, Buchfink,

Goldammer. 3 Arten haben sich neu angesiedelt: Fasan, Türkentaube, Wacholderdrossel. 11 Arten haben ihre Population vergrößert, und zwar Ringeltaube, Schwarzspecht, Haubenlerche, Mehlschwalbe, Weidenmeise, Nachtigall, Mönchsgrasmücke, Grünling, Stieglitz, Gimpel, Girlitz. Unmittelbare menschliche Einwirkung ist bei 7 Arten als Rückgangs- bzw. Verlustursache anzunehmen, nur 3 sind durch den Menschen gefördert worden, darunter der Fasan durch Aussetzen absichtlich (SCHUMANN 1974).

Im Gebiet der Siegmündung nahmen in 14 Jahren von 1960 bis 1973 von 61 Vogelarten die Bestände von 13 (= 21 %) eindeutig ab, und von 8 (= 13 %) deutlich zu. Dabei war ein Unterschied zwischen Sommer- (= Zug-) vögel und Jahresvögeln signifikant. Abnehmende Arten fanden sich besonders bei ersteren, zunehmende mehr bei letzteren. 1960 wurden auf der Fläche von 7 km^2 51 Brutvogelarten in 804 bis 824 Paaren, 1973 56 Arten in 796 bis 878 Paaren ermittelt. Seit 1935 waren aber jedoch 18 Brutvögel verschwunden und nur 4 neue aufgetreten. Diese Entwicklung trat ein, obwohl das Gebiet im wesentlichen sein natürliches Landschaftsbild erhalten hatte. Als wichtigste Eingriffe ergaben sich jedoch: Entwässerung der Altarme und mancher Sumpfgebiete; Begradigung des oberen Sieglaufes; Verschwinden der Sandbänke; Störung durch Autobahn, Rhein- und Siegbrücken; zunehmender Ausflugsverkehr und intensives Sportangeln; Abholzen der Ufergebüsche und von alten morschen Bäumen; Entstehen ausgedehnter Brennesselbestände durch weniger intensive Beweidung; Bejagung (WINK 1974).

Ein Vergleich von Bestandsaufnahmen von 55 Hektar im Naturschutzgebiet »Heiliges Meer«/Westfalen ergab 1955 53 Brutvogelarten mit 327 Paaren und 1974 46 Arten in 345 Paaren (KNOBLAUCH 1980). Dieses Einzelergebnis deutet auf eine Tendenz, die allgemein vermutet und durch viele Einzelnachweise belegt, aber noch nicht umfassend analysiert ist, nämlich Zunahme oder zumindest Beibehaltung der Abundanz bei gleichzeitiger Artenabnahme in der modernen Kulturlandschaft (vgl. z.B. BEZZEL 1980; vgl. auch Abschnitt 9.1).

Etwa Mitte der 60er Jahre kam FREY (1970) für die Oberrheinische Tiefebene und die Wetterau zu folgendem Ergebnis der Entwicklung der Avifauna während der letzten 100 bis 150 Jahre (zwischenzeitlich erfolgte Änderungen nicht eingerechnet): Veränderungen negativer Art betrafen mindestens 43, wahrscheinlich jedoch 59 bis 68 Vogelarten. Neben anderen scheinen Nachtreiher, Gänsesäger und Rothuhn schon vor 1800 verschwunden zu sein. Zu den seither nicht mehr brütenden Arten zählen Purpurreiher, Schwarzstorch, Schreiadler, Schlangenadler, Kornweihe, Fischadler, Wanderfalke, Auerhuhn, Großtrappe, Triel, Lachmöwe, Trauerseeschwalbe, Zwergseeschwalbe, Blauracke, Wasseramsel, Steinrötel, Steinsperling und Kolkrabe. Nur bei 21 bis 24 Arten waren positive Veränderungen festzustellen, darunter Neuansiedlung von Schnatterente, Löffelente, Tafelente, Reiherente, Uferschnepfe, Türkentaube, Alpensegler, Gebirgsstelze, Rohrschwirl, Wacholderdrossel und Girlitz. Während bei den verschwundenen Arten 4,25 Nichtsingvögel auf einen Singvogel trafen, ist das Verhältnis bei Neuansiedlern 1,75 : 1. Bei den zusätzlich zu wertenden Arten, die im Bestand eindeutig abnahmen, treffen 2,5 Nichtsingvögel auf einen Singvogel, bei den eindeutig zunehmenden Arten dagegen nur 0,83.

Eine ganz ähnliche Entwicklung hat SCHERNER (1980) für den Solling analysiert. Auch hier ist der regionale Rückgang des relativen Anteils der Nichtsingvögel besonders auffällig.

Weitere langfristige Gebietsbeschreibungen und Übersichten z.B. AMBERG 1953, CHABERT & REYMONET 1966, SAEMANN 1969, CREUTZ 1972, HEGGER 1978, MULSOW 1980, SCHUBERT 1980, DEPPE 1981.

Zusammenfassung

Historische Quellen über die Avifauna einzelner Gebiete reichen meist nicht weiter als 100 bis 150 Jahre zurück und sind zudem häufig recht ungenau. Aus der Kenntnis der Entwicklung der Landschaftsstruktur früherer Jahrhunderte ist zu schließen, daß frühe Stadien der Kulturlandschaft zunächst eine Vergrößerung des Artenreichtums mit sich brachten, vor allem die Einwanderung von Offenlandbrütern in Waldgebiete. Gravierende Veränderungen setzten ab dem 19. Jh. ein. Für die letzten 100 bis 150 Jahre ist anzunehmen, daß die Zahlen abnehmender/ausgestorbener Arten zu eingewanderten/zunehmenden sich etwa wie 2:1 verhalten. Insgesamt ergibt sich ein Artenfehlbetrag von etwa 10%. Diese Werte sind relativ ungenau, doch lassen sie erkennen, daß die Bilanzen in den letzten Jahrzehnten zunehmend negativer werden. Abnahme und Zunahme sind über die einzelnen Vogelgruppen ungleich verteilt. Nichtsingvögel, vor allem Großvögel, haben stärkere Verluste erlitten als Singvögel; letztere scheinen erst in neuester Zeit zu stärker negativen Bilanzen zu neigen. Die Ursachen langfristiger Bestandsänderungen sind sehr komplex. In Frage kommen Klimaschwankungen, Intensivierung der Landwirtschaft, Entwicklung der Forstwirtschaft, Zunahme der Belastungen durch Freizeit und Erholung, Nutzung und absichtliche Dezimierung von Vogelbeständen, Verbauung der Landschaft, wasserbauliche Maßnahmen usw. Die einzelnen Faktoren sind nicht isoliert zu sehen: Sehr unterschiedliche Verursacherkomplexe können gleichsinnig wirken. Gezielter Artenschutz muß daher, wenn er Erfolg haben will, eine Vielzahl von Umständen in Rechnung setzen und seine Strategie darauf abstimmen.

6 Kurzfristige und saisonale Dynamik

Im Unterschied zur Darstellung und Diskussion langjähriger Trends sind in diesem Kapitel Probleme der Neuansiedlung und kurzfristigen Fluktuation sowie gesetzmäßige Änderungen als Folge von Eingriffen in den Lebensraum und sich daran anknüpfende Sukzessionen kurz behandelt. Dies sind nicht großräumige historische Vorgänge, sondern mehr oder minder täglich wiederholbare Erscheinungen, die insgesamt natürlich auch zu langen Veränderungen in der Zusammensetzung der Avifauna führen können. Da in neuester Zeit viele Dokumentationen für sehr umfassende, über die örtlichen Verhältnisse hinausgreifende Änderungen vorgelegt wurden, die sich bereits nach wenigen Untersuchungsjahren abzuzeichnen beginnen, sind in einigen Punkten Überschneidungen mit den Überlegungen im vorhergehenden Kapitel nicht zu vermeiden. Die richtige Zuordnung und Bewertung vieler neuer Einzelergebnisse muß erst die Zukunft erweisen. Der Schwerpunkt der Darstellung in diesem Kapitel liegt in der Beschreibung und Analyse der Dynamik einzelner Populationen bzw. Avizönosen. Natürlich können auch hier wiederum nur wenige Beispiele aus der Fülle des Materials herausgegriffen werden. Wichtig ist auch die Darstellung der Grundmuster saisonaler Dynamik, denn die Vogelgesellschaften zeigen charakteristische jahreszeitliche Umstellungen in Abhängigkeit von Klima, Lage und Struktur des Biotops.

6.1 Neuansiedlungen, Populationswachstum

Wenn eine Startpopulation einen neuen Lebensraum besiedelt und die lebensnotwendigen Ressourcen kein Hindernis bilden, kann sich das Wachstum dieser Population exponentiell entwickeln. Die Wachstumskurve zeigt die Form eines J. Da Ressourcen nicht beliebig zur Verfügung stehen, wird das Wachstum eine Kapazitätsgrenze erreichen und dann aufhören. Die Abbremsung erfolgt in der Regel aber schon vor Erreichen dieser Grenze durch den zunehmenden Widerstand der Umwelt. Durch die allmähliche Annäherung an die Grenzkapazität K entsteht eine S-förmige Kurve. Das Populationswachstum geht vom exponentiellen in den sigmoiden Verlauf über. In der Regel lassen sich bei einer solchen Kurve 3 Phasen unterscheiden und zwar zunächst die Verzögerungsphase, dann die eigentliche Wachstumsphase und schließlich die Gleichgewichtsphase. In der Verzögerungsphase nimmt die Population nur verhältnismäßig langsam zu. Ab einer gewissen Bestandsgröße wird das Wachstum rasch schneller, bis es durch den allmählich größer werdenden Widerstand gebremst wird und in die Gleichgewichtsphase einschwenkt. In dieser sind nun gedämpfte oder ungedämpfte Schwingungen um die Kapazitätsgrenze charakteristisch. Häufig kann es nämlich zur kurzfristigen Überschreitung der Kapazitätsgrenze kommen, auf die dann wieder ein Rückschlag erfolgt. Außerdem liegt die Höhe dieser Kapazitätsgrenze nicht starr fest und kann sich von Jahr zu Jahr ändern.

Die Wachstumsrate r ist definiert gemäß

$$r = b - m + I - E$$

also als die Summe der Differenz zwischen Natalität (b) und Mortalität (m) sowie Einwanderung (Immigration I) und Auswanderung (Emigration E). Sie kann unterschied-

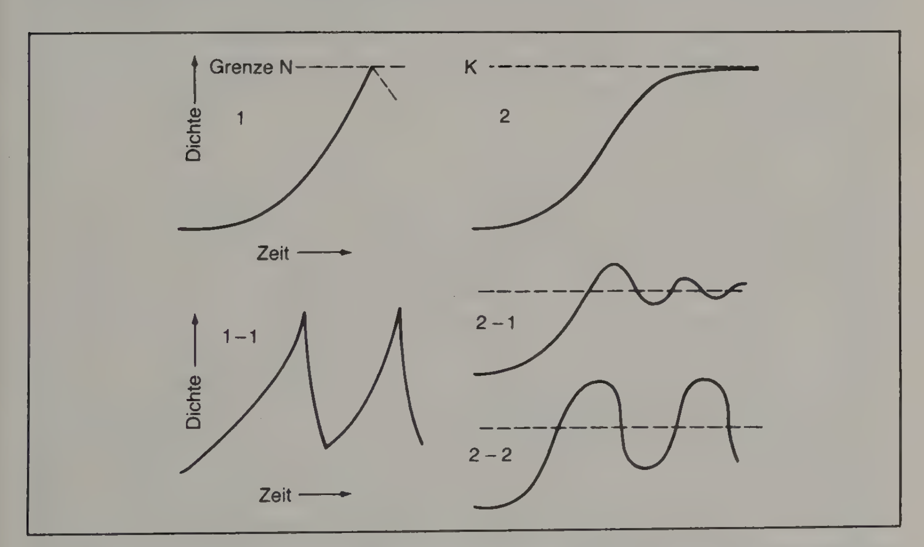


Abb. 43. Die beiden Grundtypen des Populationswachstums mit J-förmigem exponentiellem (1) und sigmoidem Verlauf (2) sowie einige Varianten dazu. 1-1 zeigt starke Fluktuationen, die sich in einem ungedämpften Auf und Ab der Populationsentwicklung äußern würden, 2-1 und 2-2 dagegen gedämpfte und ungedämpfte Fluktuationen, die sich ergeben, wenn bei sigmoidem Wachstum die Kapazitätsgrenze K überschritten wird (aus ODUM & REICHHOLT 1980).

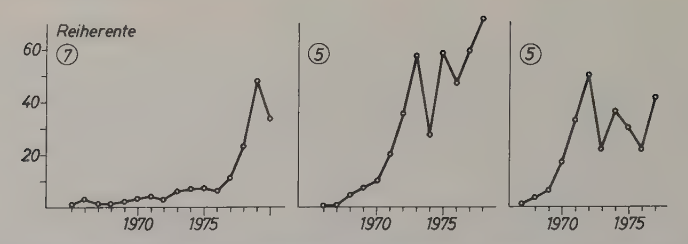
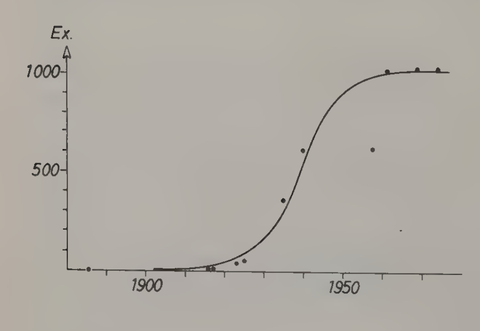


Abb. 44. Entwicklung von Neuansiedlungen der Reiherente (Brutpaare); Zahlen beziehen sich auf Quadranten Abb. 2 (nach VOET & BENOY 1979, H. BANDORF briefl.).

lichen Grundtypen folgen. Bei dichteabhängigem Wachstum verringert sich die Wachstumsrate mit zunehmender Siedlungsdichte der Population; dies ist beim sigmoiden Kurvenverlauf der Fall. Dichteunabhängiges Wachstum nimmt keine Rücksicht auf die Umwelt und die betreffende Population schießt daher über die Kapazitätsgrenze hinaus. Sie wird dann in der Regel durch äußere Faktoren entscheidend zurückgeworfen (Abb. 43). Ein dritter Wachstumstyp bei sozial brütenden Vogelarten wechselt gewissermaßen: Ist z.B. eine Vogelkolonie sehr klein, also die Dichte gering, ist auch der Bruterfolg niedrig. Dasselbe tritt bei Übervölkerung ein. Bei mittleren Dichten und Koloniegrößen dagegen ist offensichtlich als Folge sozialer Stimulation der Bruterfolg am höchsten.

Die geschilderten Typen des Populationswachstums sind Idealfälle, die in der Natur selten klar und eindeutig verwirklicht sind. Kontinuierliche Übergänge sind vielmehr die Regel. Arten mit Neigung zu ungebremstem Wachstum bezeichnet man als r-selektierte Typen; hier ist die Selektion in Richtung Wachstumsrate r erfolgt. Solche Arten können auch in kurzlebigen Lebensräumen rasch große Populationen aufbauen; sie sind regelrechte Opportunisten. Arten, die dichteabhängig reagieren, also ihre Fortpflanzungsstrategie auf Rahmenbedingungen der Populationen abstellen, bezeichnet man als K-selektiert. Beide Typen stellen die entgegengesetzten Enden eines Spektrums kontinuierlicher Übergänge dar.



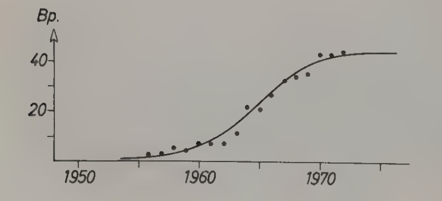
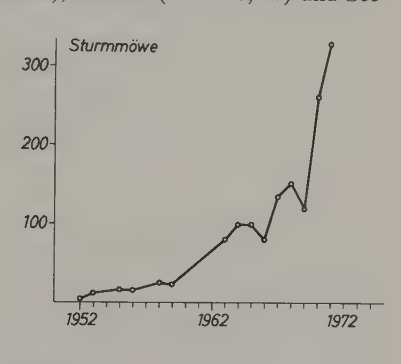


Abb. 45. Höckerschwan. Oben: Entwicklung der Sommerbestände am Bodensee; unten: Brutbestand im Ulmer Raum (nach JACOBY u.a., SCHUSTER, HÖLZINGER in POLTZ 1977).

Die Fähigkeiten zum raschen exponentiellen Populationswachstum ist für viele Vogelarten nachgewiesen, z.B. Haubentaucher (Abb. 26, ferner KÉRAUTET 1976, HEYNE 1978, FLADE 1979), Schwarzhalstaucher (Abb. 26), Graureiher (Abb. 34, 35), Schnatterente (Abb. 28; ferner VOET & BENOY 1979), Tafelente (Abb. 28; ferner ROCHLITZER & KÜHNEL 1979, LEBRETON & ROCHETTE 1979), Reiherente (Abb. 28, 44; ferner WITTENBERG 1967 und Nachträge, LEBRETON & ROCHETTE 1979), Höckerschwan (Abb. 45; ferner MAYER 1969, REICHHOLF 1973b, BEZZEL 1975a + b), Bläßhuhn (HEYNE 1978, VAN EERDEN u.a. 1979), Kiebitz, Uferschnepfe (VAN EERDEN u.a. 1979), Möwen (Abb. 46, 47) und See-



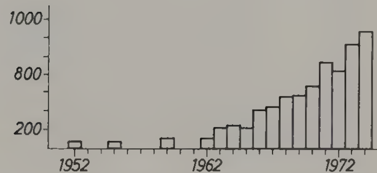


Abb. 46. Oben Bestandsentwicklung der Sturmmöwe auf Lühesand (Hamburg) und unten auf Texel (Niederlande) (nach HAARMANN 1972c und SMITH & WOLFF 1980).

schwalben sowie Trauerschnäpper und andere höhlenbrütende Singvögel, wenn z.B. durch großes Höhlenangebot die Kapazitätsgrenze der Brutmöglichkeiten stark erweitert wird. Bei Greifvögeln (Ausnahme Falken) scheint exponentielles Wachstum in kurzer Zeit weniger häufig zu sein (vgl. Abb. 30, 31, s. auch Kolkrabe Abb. 31); allerdings ist bei den meisten dieser Arten die Dichte heute ohnehin sehr gering. Beispiele für dichteabhängiges Wachstum sind vor allem bei Wasservögeln bekannt. Eine Abnahme der Nachwuchsrate beim Höckerschwan mit zunehmender Dichte ist mehrfach erwiesen (REICHHOLF 1973b, RANFTL & UTSCHICK 1978); dasselbe Phänomen deutet in Abb. 26 die Kurve der Bestandsentwicklung des Haubentauchers in Unterfranken an. Sigmoide Kurven mit einem Einpendeln in eine Gleichgewichtsphase lassen sich z.B. aus Abb. 34, 44, 45 herauslesen. Die Fluktuation um die Kapazitätsgrenze kann dabei beträchtlich sein bzw. die Schwankung der Kapazitätsgrenze selbst. Für Wasservögel können z.B. ganz einfache Wasserstandsänderungen zur entscheidenden Änderung von K führen (z.B. Abb. 29, ferner für Höckerschwan REICHHOLF 1973b). Die Bestandserholung beim Graureiher nach wirksamen Schutz deutet an, daß hier der Bestand durch Verfolgung künstlich niedrig gehalten wurde und nicht durch die Kapazitätsgrenze in ein dichteabhängiges Gleichgewicht geraten konnte. Für Bayern konnte in der Erholungsphase eine deutliche Abnahme der Wachstumsrate mit zunehmender Bestandsdichte nachgewiesen werden (UTSCHICK 1981). Dies gilt auch für einzelne Kolonien (Abb. 35). Möglicherweise trifft ähnliches auch für einige sehr stark verfolgte Greifvögel zu. Allerdings scheint hier die Erholung, wie bereits betont, sehr langsam zu verlaufen (vgl. Abb. 30).

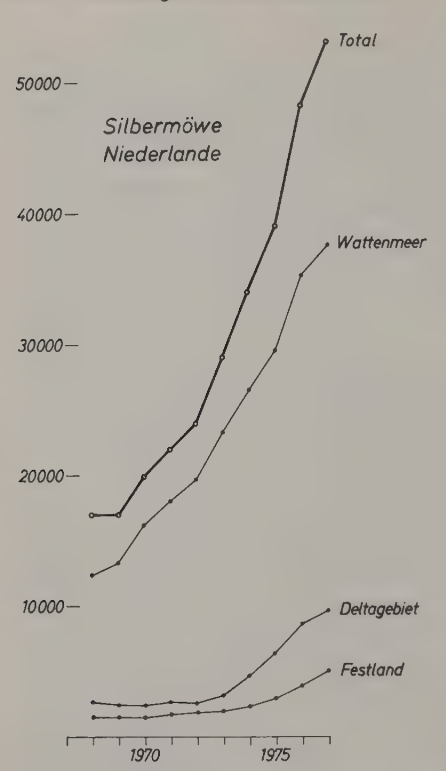


Abb. 47. Bestandsentwicklung der Silbermöwe (Brutpaare) in den Niederlanden (nach SPAANS in SMITH & WOLFF 1980).

Bei der Lachmöwe scheint im Binnenland der Begrenzungsfaktor das Brutplatzangebot, nicht das Nahrungsangebot zu sein. Wächst eine Kolonie rapide an, nimmt wegen des begrenzten Siedlungsraumes die Nestdichte rasch zu. Wenn ein Schwellenwert dieser Dichte erreicht ist (Nestabstand etwa 30 bis 40 cm, oft aber schon ab einem Mittelwert von 1 m), kommt es zur Abspaltung von Tochterkolonien. Dieser Vorgang kann zum raschen Zusammenbruch der ursprünglichen Kolonie führen. Eine Lachmöwenkolonie folgt damit also dem Populationswachstum nach dem r-selektierten Typ. Dies zeigen viele Einzelbeispiele (s. Abb. 48, ferner deutlich in zeitlichen regelmäßigen Abständen bei DEPPE 1981, auch CREUTZ 1965, ŘEPA 1979; näheres s. REICHHOLF 1975). Diese Dynamik großer Lachmöwenkolonien wird durch menschliche Eingriffe (z.B. Eiersammeln) beeinflußt. Wenn z.B. durch dauernde Verminderung das exponentielle Wachstum verhindert wird, kann es nicht zu Zusammenbrüchen kommen. Auch unter besonderen Brutbedingungen des Kulturlandes (wie z.B. abgetorfte Moore) kann die Dynamik einer Kolonie ganz anders verlaufen (z.B. EBER & SCHÄFER 1973, PEITZMEIER u.a. 1979). Das Beispiel Lachmöwe zeigt aber auch, wie lokale Abundanzdynamik mit großräumiger Dispersionsdynamik verschränkt sein kann. Für Bayern wurde z.B. nachgewiesen, daß ungeachtet des raschen Aufbaues und Zusammenbruchs einzelner Großkolonien nach dem Schema des r-selektierten Typs der Gesamtbestand des Landes nach der sigmoiden Kurve anwächst bzw. sich einpendelt. Wahrscheinlich sind derartige Zusammenhänge bei der Lachmöwe sogar in noch größeren Räumen zu sehen (REICHHOLF & SCHMIDTKE 1977). Wir müssen also großräumige Ausgleichsvorgänge in Rechnung setzen. Derartige Erkenntnisse haben natürlich auch entscheidende Konsequenzen für sogenannte Bestands-

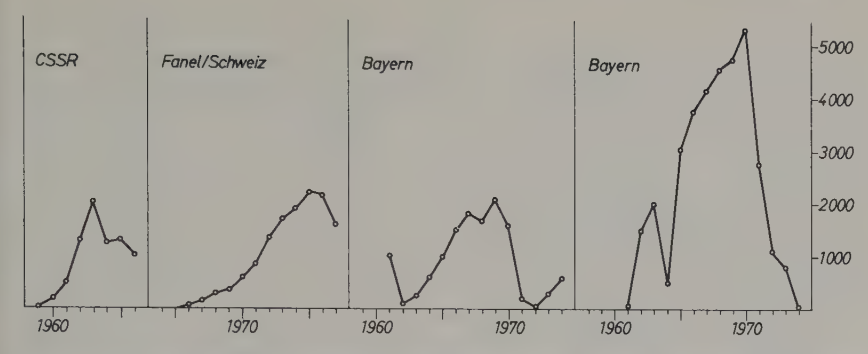


Abb. 48. Bestandsverlauf in einzelnen Lachmöwenkolonien (nach HAVLIN 1967, REICHHOLF & SCHMIDTKE 1977, BRUDERER & BÜHLMANN 1979).

regulierungen oder besser Dezimierungen, wie sie aus wirtschaftlichen Gründen immer wieder gefordert werden. Örtliche Bekämpfungsmaßnahmen führen nur zu Verlagerungen.

Der Schwarzhalstaucher zeigt dort, wo er große Kolonien bilden kann, offenbar ganz ähnliches Verhalten (vgl. Abb. 26, 28, ferner FIALA 1974); die Zusammenhänge zwischen dem Aufbau lokaler Populationen und Dispersion über mehrere Brutplätze konnte PRINZINGER (1978) am Beispiel Baden-Württemberg sehr gut zeigen (Abb. 26). Auch bei dieser Art scheint es zu unterschiedlichen Typen des Populationswachstums aus lokaler und überlokaler Sicht zu kommen. Wahrscheinlich lassen sich bei einer Reihe typischer Koloniebrüter an Brutplätzen mit relativer kurzer individueller Lebensdauer oder unter dem Einfluß durch die Zunahme der Kolonie veränderter Bedingungen ähnliche Erscheinungen finden.

6.2 Fluktuationen

Unter Fluktuationen verstehen wir Änderungen in der Individuenzahl einer Population oder einer Art im Laufe aufeinanderfolgender Generations- oder Fortpflanzungszyklen (BERNDT & WINKEL 1977). Bei nahezu allen längerfristigen Bestandsaufnahmen ist mit mehr oder minder starken Fluktuationen zu rechnen, die durch periodische oder aperiodische Faktoren ausgelöst werden. Besonders bekannt sind Fluktuationen als Folge rhythmischer Veränderungen im Nahrungsangebot z.B. bei vielen Finkenvögeln (besonders auffällig Fichtenkreuzschnabel) oder Kleinsäugerjägern (Waldkauz, Waldohreule, Schleiereule, Mäusebussard usw.). Wenn man eine relativ konstante Alterszusammensetzung einer Population voraussetzt, sind die Fluktuationen von Jahr zu Jahr ein recht guter Hinweis darauf, wie eine Population auf Fluktuationen von Umweltfaktoren reagiert (RICKLEFS 1973).

Verschiedene populationsdynamische Parameter fluktuieren unterschiedlich stark, z.B. Gelegegröße geringer als Reproduktionsrate. Auch ist zu erwarten, daß Bestandsfluktuationen bei Wegzüglern im Herbst stärker sind als bei Brutpopulationen. Wegzügler enthalten im Herbst auch die Masse der Jungvögel der vorangegangenen Brutsaison, von denen bis zum nächsten Frühjahr ein großer Teil stirbt. Ferner wird die Zahl von Zugvögeln pro Fang oder Kontrollgebiet kaum durch Territorialität begrenzt, wie dies viel-

fach bei Brutpopulationen auf Kontrollflächen der Fall ist. Außerdem werden bei Zugvögeln viele Individuen *nacheinander* in einem Ort gezählt, bei Brutpopulationen dagegen die Paare oder revieranzeigenden Männchen gleichzeitig. Trotz dieser und noch weiterer Unterschiede zwischen Brutvogel- und Zugvogelzählungen sind beide grundsätzlich geeignet, Bestandsfluktuationen darzustellen und eventuell einer Kausalanalyse zuzuführen. Nur ist bei der Interpretation der Befunde auf die unterschiedliche Ausgangssituation der Population in Brut- und Zugzeit zu achten, was oft übersehen wird.

Fluktuationsraten, meist bei Kleinvögeln, haben u.a. v. HAARTMAN (1971), RICKLEFS (1972), SVENSSON (1978) und BERTHOLD & QUERNER (1979) zusammengestellt und ausgewertet. Für gewöhnlich wird die Fluktuationsrate als Variationskoeffizient ausgedrückt. Bei einer Reihe von Arten ermittelte SVENSSON (1978) für Zugvogelfänge abhängig von der Stichprobengröße 65, 72 und 27% in Südschweden, 81, 59 und 42% für die polnische Ostseeküste. Auch für einige andere Fangstichproben (z.B. Helgoland oder Col de Bretolet) liegen Einzelwerte meist deutlich über 50%. Im schwedischen Brutvogelzensus ergaben sich wiederum abhängig von der Stichprobengröße dagegen nur 31, 12 und 4,3%, also deutlich niedrigere Werte. Bei strikter Standardisierung läßt sich der Variationskoeffizient auch für Fangdaten noch drücken, wie BERTHOLD & QUERNER (1979) zeigen konnten. Im Mittel ergab sich für Arten ohne Zunahme- oder Abnahmetrend 38%. Für manche Kleinvogelbrutpopulationen errechnen sich noch wesentlich geringere Werte, wobei allerdings viele Zählreihen recht kurzfristig sind. Bei längerfristigen Untersuchungen ergaben sich bei einigen Sing- und Nichtsingvögeln Werte von 10 bis 60% (RICKLEFS 1972). BERTHOLD & QUERNER (1979) meinen, daß bei den üblichen Methoden der Siedlungsdichteuntersuchungen (Registrierung der revieranzeigenden Männchen) die Fluktuationsrate häufig zu klein ausfällt, weil in Zweifelsfällen sich der Bearbeiter bewußt oder unbewußt an den Werten der Vorjahre orientiert. Die Hypothese v. HAARTMANS (1971), die Fluktuarionsrate der Zugvögel, die in einer relativ stabileren Umwelt leben als die Standvögel, sollte kleiner sein als jene der Standvögel, konnten BERTHOLD & QUERNER (1979) am Fangmaterial des Max-Planck-Programmes nicht bestätigen. Die Autoren schätzen für Kleinvögel eine mittlere Fluktuationsrate in weitgehend stabilen Populationsverhältnissen auf grob 20 bis 30%. Erste Ergebnisse von 5jährigen Einzeluntersuchungen an einer Reihe von Arten bestätigen diese Ansicht, wobei sich übrigens keine Abhängigkeit von dem Stichprobenumfang erkennen ließ.

Alle Bearbeiter sind sich darüber einig, daß zur Diskussion der Verhältnisse noch zu wenig Daten vorliegen und vor allem das Material zu heterogen ist. Dies gilt besonders auch für das hier behandelte Gebiet und hier wiederum für Kleinvögel. In Anhang 5 sind einige Angaben zusammengestellt aus Zählreihen, die in der Regel mindestens 10 Jahre umfassen (bei einigen Singvögeln auch kleinere Reihen). Die Daten sind nach verschiedenen Methoden gewonnen, wobei meistens Einzeluntersuchungen an Arten oder Artengruppen vorliegen, nur bei einigen Kleinvögeln auch Ergebnisse von Siedlungsdichteuntersuchungen ausgewertet wurden. Grundsätzlich wurden Zählreihen ohne einheitlichen Trend der Ab- und Zunahme, also »stabile« Phasen in einer längeren Entwicklung ausgewertet. Das Material ist ungleich genau und in vieler Hinsicht unzureichend, doch lassen sich folgende allgemeine Gesichtspunkte erkennen bzw. als Anregung für weitere gezielte Untersuchungen zusammenstellen:

a) Mit erheblichen Fluktuationsraten ist auch bei stabilen Populationen zu rechnen. Variationskoeffizienten bis 30 oder 40% dürften noch zur Norm zählen. Man darf daher Stabilität nicht mit Konstanz verwechseln, wie dies in der Praxis immer wieder geschieht. Auch einzelne Ausnahmejahre besagen für den gesamten Ablauf der Populationsentwicklung häufig gar nichts (s. auch Kap. 5).

b) Die Größenordnung der gefundenen Werte (s. auch Abb. 49) bestätigt u.a. die Schätzung von Berthold & Querner für Kleinvogelpopulationen im wesentlichen; sie zeigt daß zumindest einige Werte aus dem schwedischen Brutvogelzensus nach Svensson (1978) mit Sicherheit zu niedrig liegen.

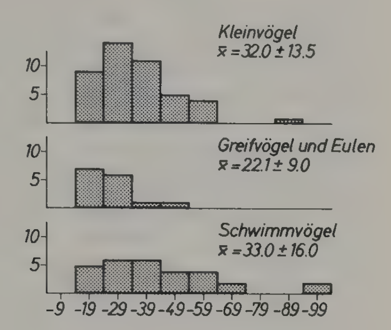


Abb. 49. Variationskoeffizienten (Abszisse) der Fluktuationen lokaler Brutpopulationen. Ordinate: Zahl der untersuchten Populationen (Einzeldaten s. Anhang 5).

c) Eine Abhängigkeit des Variationskoeffizienten von der Stichprobengröße ist zumindest bis zu einem bestimmten Wert wahrscheinlich (Abb. 50, vgl. auch Drosselrohrsänger, Beier 1981). Hierbei ist aber auch zu bedenken, daß zumindest bei kürzeren Meßreihen die Länge der Untersuchungsperiode eine Rolle spielen könnte. Schließlich dürfte beim Vergleich unterschiedlich großer und dispers siedelnder Vogelarten die Größe der Probeflächen eine Rolle spielen. Gruppenunterschiede sind wahrscheinlich (Abb. 49), insbesondere zwischen Groß- und Kleinvögeln. Der Weißstorch hat z.B. in zahlreichen Untersuchungsreihen eine auffallend niedrige Fluktuationsrate, ebenso der Kolkrabe unter den Singvögeln, der sich damit in die Reihe größerer Landvögel, wie Greifvögel und Eulen, einfügt. Die niedrige Rate bei fluktuierenden Beständen mancher Greifvögel und Eulen (Mäusebussard, Waldkauz) ist auffällig, bestätigt aber auch die von Newton (1979) betonte Stabilität ungestörter Greifvogelpopulationen. Allerdings dürften z.B. Arten wie Schleier- und Sumpfohreule (möglicherweise auch Waldohreule) wesentlich höhere Fluktuationsraten aufweisen. Damit spielen auch Anpassungsstrategien eine große Rolle beim Vergleich von Fluktuationsraten. Unter den Kleinvögeln sind z. B. bei Samen- und Pflanzenfressern höhere Fluktuationsraten zu erwarten (abgesehen vom Kreuzschnabel z.B. bei Gimpel, Zeisig, Birkenzeisig).

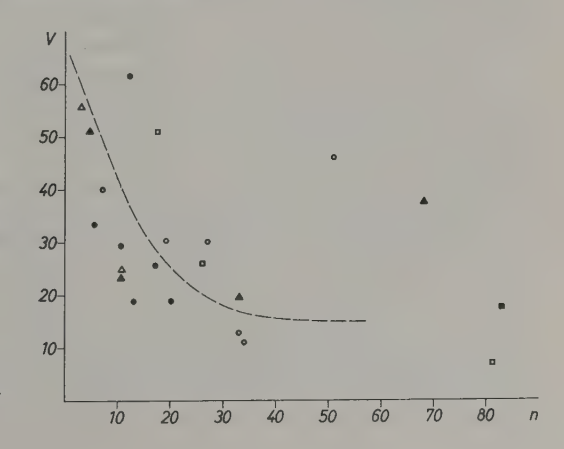


Abb. 50. Abhängigkeit des Variationskoeffizienten V der Fluktuationen lokaler Populationen bei Schwimmvögeln von der Stichprobe (Kurve angedeutet; statistisch nicht gesichert). Kreis = Zwergtaucher, Punkt = Haubentaucher, Dreieck leer = Rothalstaucher, Dreieck gefüllt = Stockente, Quadrat leer = Tafelente, Quadrat gefüllt = Reiherente (Einzeldaten s. Anhang 5).

d) Wie die Diskussion in Abschnitt 6.1 gezeigt hat, sind wahrscheinlich für Koloniebrüter grundsätzlich andere lokale Fluktuationsraten charakteristisch als für territoriale Vogelarten. So fällt z.B. der Schwarzhalstaucher aus dem allgemeinen Bild der Lappentaucher heraus, auch Graureiher haben lokal wesentlich höhere Fluktuationsraten als Weißstörche. Aus den schon angedeuteten Überlegungen werden hier im besonderen Maße lokale und überregionale Fluktuationsraten unterschieden werden müssen.

e) Unterschiedlich hohe Fluktuationsraten sind auch in Anpassung an die Konstanz des Biotops bzw. der Biozönose zu sehen. Brutvögel stehender Binnengewässer haben wahrscheinlich deshalb für Großvögel eine relativ hohe Fluktuationsrate (s. Abb. 49), weil die von ihnen besiedelten Lebensräume z.T. kurzlebig, z.T. starken Schwankungen unterworfen sind. Allein Wasserstandsänderungen geringer Größenordnung können für Schwimmvogelpopulationen entscheidende Fluktuationen oder auch vorübergehende Bestandsänderungen nach sich ziehen (s. Beispiele Kap. 5 u. 6). Beim Vergleich lokaler Fluktuationsraten wird es also auf die Biotopverhältnisse ankommen.

f) In diesem Zusammenhang ist dann aber auch die Frage von optimalen und suboptimalen Habitaten für eine Art entscheidend. Grundsätzlich sind selbstverständlich in suboptimalen Habitaten größere Fluktuationsraten zu erwarten als in optimalen. Auch die Konkurrenzsituation kann eine entscheidende Rolle spielen, wie z.B. die hohe Fluktuationsrate der Tannenmeise gegenüber der dominanten Kohlmeise in der Konkurrenz um das Höhlenangebot zeigt (Löhrl 1979). Die Anwesenheit von anderen Arten kann also die Fluktuationsrate einer lokalen Population entscheidend beeinflussen.

Die Überlegungen beweisen einmal die Notwendigkeit, aus möglichst vielen unterschiedlichen Biotopen und für möglichst viele Arten Fluktuationsraten lokaler Brutpopulationen nach möglichst standardisierten Methoden zu gewinnen. Dabei ist natürlich problematisch, Fluktuationen verschiedener Populationen einer Art aus zufällig ausgewählten Flächen für Mittelwertsbildungen zusammenzuwerfen. Fluktuationsraten bei streng standardisierten Zugvogelbestandsaufnahmen, wie sie Berthold & Querner (1979) diskutieren, haben demgegenüber sicher den Vorteil, von lokalen Kontrollflächenverhältnissen unabhängiger zu sein. Man muß allerdings beachten, daß diese Fluktuationen nicht unmittelbar mit jenen von Brutpopulationen verglichen werden können.

Schließlich kommt der Ermittlung von Fluktuationen auch für Winterbestände auf Kontrollflächen eine große Bedeutung zu, wie sie z.B. für verschiedene Greifvögel in letzter Zeit dargestellt worden sind (z.B. Busche 1977, van den Berg u.a. 1980, Müller u.a. 1979). Derartige Fluktuationen sind aber nicht nur unter dem Gesichtswinkel der Biologie einer Art zu sehen, sondern könnten auch für verschiedene Flächen unterschiedlicher Strukturen deren Eignung als Überwinterungs- und Rastplatz dokumentieren. Fluktuationen sind ein charakteristisches Kennzeichen von Vogelpopulationen und können häufig auf relativ feinem Zeitraster die Abhängigkeiten einzelner Vogelarten von den Umweltfaktoren der Kulturlandschaft aufzeigen, vor allem, weil in der Praxis meist die Zeit für langfristige Bestandsaufnahmen zur Ermittlung von Trends nicht ausreicht. Man darf allerdings nicht, um es nochmals zu betonen, kurzfristige Fluktuationen bereits mit Bestandsänderungen über längere Zeiträume gleichsetzen.

6.3 Veränderungen von Avizönosen – Sukzessionen

Unter Sukzession versteht man eine geregelte Abfolge, die mit einer Umstrukturierung einer Lebensgemeinschaft verbunden ist. Die eintretenden Änderungen sind gerichtet und deshalb meist voraussagbar; sie steuern einem Endzustand (Klimax) zu. Dieses stabile Klimaxstadium ist durch Stillstand des Biomassewachstums gekennzeichnet. Die hier im Zusammenhang mit der Vogelwelt interessierenden Größen, Artenzusammensetzungen und Artendiversität, verhalten sich im allgemeinen im Verlauf einer Sukzession folgendermaßen: Die Artenzusammensetzungen zeigen anfangs stärkere, später geringere Veränderungen; die Artendiversität nimmt zunächst zu, stabilisiert sich dann auf einem hohen Niveau und geht mit Annäherung an die Klimax wieder etwas zurück. Allerdings werden diese Regeln von einer Reihe von Erscheinungen und Entwicklungen beeinflußt, so daß sie, zumal im geringen Ausschnitt des Gesamtspektrums der Arten, der von den Vögeln eingenommen wird, nicht immer in der schematischen Weise zu erwarten sind. Sukzessionen können durch abiotische Faktoren, durch tierische oder menschliche Eingriffe angehalten werden. In der modernen Kulturlandschaft nehmen frühe Sukzessionsstufen, die durch den Menschen verhindert werden, sich weiter zu entwickeln, großen Raum ein. Ackerflächen, genutzte Grünflächen, Obstgärten u.a. sind derartige durch dauernde Eingriffe »stabilisierte« frühe Sukzessionsphasen, die häufig artenarm und wenig divers sind. Auf brachliegenden Ackerflächen siedeln sich zunächst Kräuter und Stauden an, auf Grünlandbrachen Gräser, die geschlossene Gesellschaften bilden und in denen teilweise Büsche aufkommen. Solche Stadien, in denen oft nur in geringer Entfernung von Samenbäumen während kurzer Zeit vor allem auf zunächst mehr oder minder vegetationsfreien Stellen Holzarten anfliegen und aufkommen, sind relativ langlebig und werden meist schon nach 5 bis 10 Jahren erreicht. Dabei kann eine sehr vielfältig strukturierte Vegetation entstehen mit größerer Diversität der Tiergemeinschaften als auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, was bisher in der Praxis oft verkannt worden ist (vgl. Abschnitt 9.2.2). Wälder stellen gegenüber den Acker- und Grünflächen alte und diverse Gemeinschaften dar, die allerdings durch großflächige Nutzung wieder beeinträchtigt werden können. Sukzessionen müssen nicht im selben Tempo ablaufen und scheinen sich offenbar auch bei artenreichen Zwischenstufen längere Zeit halten zu können. Dies gilt neben den erwähnten Folgestadien des Brachlandes auch für Verlandungssukzessionen an Seen oder Pflanzensukzessionen im Hochwasserbereich von Flüssen. Bei letzteren sorgen besonders auffällige periodische Vorgänge (Hochwässer) für die dauernde Neuentstehung früherer Sukzessionsstadien, z.B. der Pionierpflanzen auf den Kiesbänken. Sobald als Folge von Eingriffen in den Wasserhaushalt die Hochwässer ausbleiben, verbuschen die nicht mehr überspülten Flächen.

Für die Artenvielfalt der Vogelwelt ist die Kombination verschiedener Sukzessionsstufen entscheidend. Um einen Teich, in einem Moor oder entlang eines Flusses sind unterschiedliche Sukzessionsstufen in regelmäßiger Folge nebeneinander anzutreffen; man spricht hier von Zonation. In einem reich strukturierten Wald sind verschiedene Sukzessionsstadien bzw. Folgeserien (Remmert 1980) miteinander verzahnt.

Für die Praxis ist aus den Kenntnissen über Sukzessionsvorgänge abzuleiten, daß menschliche Eingriffe nicht nur unmittelbare Änderungen in Systemen der Lebensgemeinschaften oder gar ihre Zerstörung bedingen, sondern in zeitlicher Verzögerung eine Serie von allmählichen Veränderungen einleiten, die gestört oder ungestört ablaufen können. Häufig führen menschliche Eingriffe zur Überbetonung einzelner Faktoren (z.B. extreme Einfachnutzung auf einer modernen Ackerfläche) und damit zu gewaltigen Änderungen in Artenzahl, Abundanz und vor allem der Diversität. Die starke Ausweitung früher,

sehr produktiver Sukzessionsstufen führt nicht nur zu einer Artenverarmung, sondern auch zu Verlust an Stabilität, denn stabile und dennoch hochproduktive Räume sind durch eine Kombination unterschiedlicher Sukzessionsstufen gekennzeichnet. Das Wissen über Struktur, des Energieflusses und des Stoffumsatzes von Sukzessionsstufen ist daher von wesentlicher Bedeutung. Es geht also dabei nicht nur um das Verschwinden oder Neuauftauchen einzelner Arten, sondern um die Umstrukturierung einzelner Lebensgemeinschaften. Dies zeigt sich auch in der Vogelwelt sehr deutlich.

Meistens sind wir heute allerdings darauf angewiesen, die Folgen von menschlichen Eingriffen auf unterschiedlichen Flächen nebeneinander durch Vergleich zu ermitteln. Wir untersuchen damit gewissermaßen Gradienten von Lebensbedingungen. Die Darstellung der Kenngrößen von Vogelgemeinschaften einzelner Ökosysteme der Kulturlandschaft in den folgenden Kapiteln ist im Vergleich auch als Beitrag zum Verständnis der Folgen der durch den Menschen bedingten Eingriffe in Sukzessionsabläufe anzusehen. Beim Vergleich verschiedener Flächen zur Darstellung eines Sukzessionsablaufes sind allerdings Unterschiede zu berücksichtigen, die sich abgesehen von der Lage schon allein durch Größe und Form der verglichenen Flächen ergeben. Artenzahl, Abundanz und davon abgeleitete Größen sind nämlich in hohem Maße abhängig von der Flächengröße (s. folgende Kapitel). Für Langzeitsukzessionen haben wir aber keine andere Möglichkeit als durch sorgfältige Vergleiche unterschiedlicher Kontrollflächen den Sukzessionsablauf zu verfolgen. Für schnell ablaufende Sukzessionen im Anfangsstadium, aber auch zu unmittelbaren Folgen menschlicher Eingriffe auf die Zusammensetzung lokaler Vogelgesellschaften liegen aus neuerer Zeit viele Untersuchungen vor.

Ein Beispiel für Langzeitsukzessionen sind die Untersuchungen DIERSCHKES (1973, 1976) in Kiefernforsten der Lüneburger Heide (Abb. 51). Auf Kontrollflächen annähernd vergleichbarer Größe ergab sich eine deutliche Artenzunahme in den Anfangsstadien, die sich später abflachte. Die Zunahme der Abundanz war zunächst sehr auffällig, später ging sie wieder zurück bzw. pendelte sich auf einem etwas niedrigerem Niveau ein. Entsprechend der Artenzunahme stieg auch die Diversität leicht an. Die Evenness zeigt zunächst starke Schwankungen, um später mit der Diversität leicht anzusteigen. Die Raten

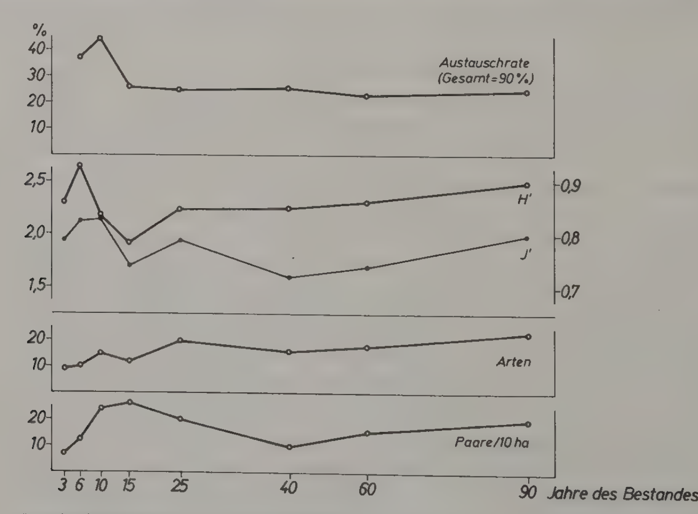


Abb. 51. Vogelsukzessionen in norddeutschen Kiefernforsten (nach DIERSCHKE 1973). H' = Diversität, J' = Evenness (rechter Maßstab).

für den Artenaustausch von Stadium zu Stadium sind anfangs höher und bleiben dann recht konstant auf einem niedrigerem Niveau. Insgesamt beträgt die Austauschrate von der Jungkultur bis zum Hochwald rund 90 %! Zunächst siedelten sich nur Bodenbrüter an. Buschbrüter waren von den 3 bis 6jährigen Schonungen bis zu den 10 bis 50jährigen Dickungen mit etwa einem Drittel des Bestandes vertreten; ihr Anteil ging in den eigentlichen Hochwaldstadien auf wenige Prozent zurück. Im 15 bis 25jährigen Bestand traten die ersten Höhlenbrüter auf, die im Endstadium etwa $^1/_3$ der Paarzahl aller Vögel ausmachten. Ab dem Stangenholzstadium von 25 bis 45 Jahren machten freibrütende und höhlenbrütende Baumbrüter insgesamt je etwa 70 bis 80 % aus. In den mittleren Stadien gab es nur relativ wenige »Spezialisten« (Abb. 52). Typische Offenlandbrüter, wie Steinschmätzer oder Brachpieper, waren schon nach Ablauf des ersten Stadiums wieder verschwunden. Nicht weniger als 5 Arten traten erst im letzten Stadium auf. Die orkanartigen Stürme am 19. November 1972 wirkten auf die Kiefernforste in der Lüneburger Heide besonders stark ein. Durch Windbruch wurden in die Endstadien der hier dargestellten Folgeserie wieder Anfangsstadien eingebracht. Die Folge war ein Zuwachs der Artenzahl von 17 auf 27 (= 59 %) und eine Zunahme der Abundanz um 51 %. Dabei war bei den frei nistenden Baumbrütern eine Bestandsverminderung um 48 % festzustellen. Der Brutbestand der Höhlenbrüter nahm leicht zu, da manche Arten in Baumstubben und zersplitterten Ästen noch Brutmöglichkeiten fanden. Busch- und Bodenbrüter nahmen auf den vom Sturm gefällten Flächen um 440 % zu! Die höchsten Abundanzen wiesen Flächen mit mittleren Sturmschäden von 30 bis 60 % auf; die geringsten solche

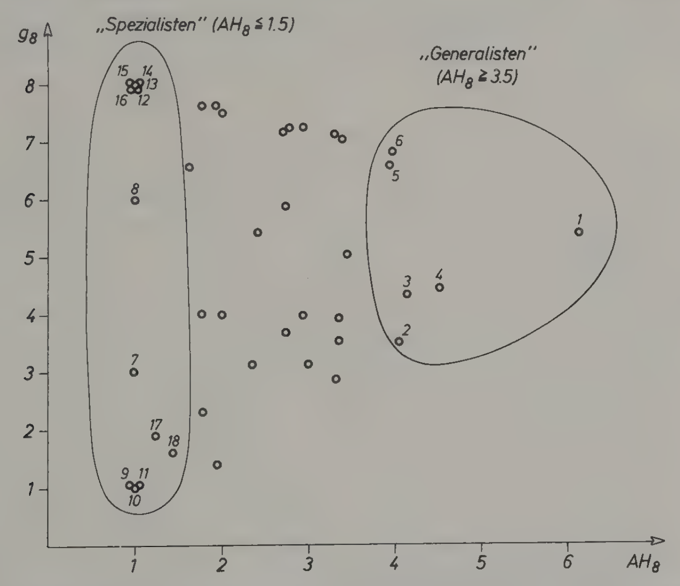


Abb. 52. Habitatbreite (AH) und Habitatpräferenz (g) der Brutvögel in 8 Sukzessionsstadien der Abb. 51 (Stadium 1 entspricht 3 Jahren, Stadium 8 90 Jahren Bestandsalter; Berechnung von AH und g s. Kap. 3).
1 = Baumpieper, 2 = Goldammer, 3 = Amsel, 4 = Rotkehlchen, 5 = Haubenmeise, 6 = Buchfink, 7 = Neuntöter, 8 = Sperber, 9 = Brachpieper, 10 = Bachstelze, 11 = Steinschmätzer, 12 = Waldbaumläufer, 13 = Star, 14 = Rabenkrähe, 15 = Waldohreule, 16 = Schwarzspecht, 17 = Wiesenpieper, 18 = Birkhuhn.

von über 90% Sturmschaden. Auf den letzteren verschwanden Arten wie Buchfink, Tannenmeise, während z.B. Baumpieper, Heckenbraunelle und Zaunkönig zunahmen. Im August 1975 fielen in Niedersachsen die gleichen monotonen Kiefernforste, die durch den Orkan im November 1972 in Mitleidenschaft gezogen worden waren, einem riesigen Waldbrand zum Opfer. Die Untersuchung der Vogelbestände (DIERSCHKE & OELKE 1979) ergab auf Brandflächen eine starke Abnahme der Abundanz von 74 bis 85%. Auf Großflächen konnte eine signifikante Abnahme der Brutvogelarten festgestellt werden. 10 bis 15jährige Kiefernforsten (Dickungen, Stangenholz), also »mittlere« Sukzessionsstadien, litten unter dem Brand am meisten, während ältere Baumholzbestände weniger betroffen waren und sich dort die Abundanzen der Vögel im wesentlichen halten konnten. Dementsprechend sind unter den 15 Arten mit signifikanter Abnahme u.a. Fitis, Buchfink, Rotkehlchen, Amsel, Goldammer, Heckenbraunelle, Grasmücken. Nicht vermindert haben sich dagegen Arten der älteren Baumholzbestände, z.B. Hohltaube, Schwarzspecht und andere Höhlenbrüter. 3 Arten nahmen nach dem Brand zu, nämlich Feldlerche, Heidelerche und Bachstelze, also typische Brutvögel offener Flächen zu Beginn der Sukzessionsfolge.

Die jeweils 1 Jahr nach dem Sturm und Brand durchgeführten Untersuchungen zeigen im Vergleich mit den früheren Erhebungen sehr schön die wichtigen Zusammenhänge zwischen Strukturreichtum und Artenzahl bzw. Abundanz und die Bedeutung von »Naturkatastrophen« für die Erneuerung von Sukzessionsfolgen.

Sukzessionsuntersuchungen in den Laubwäldern Frankreichs und Polens (GLOWACIŃSKI 1975, FERRY & FROCHOT 1970, BLONDEL 1979) kommen zu ganz ähnlichen Ergebnissen (Abb. 53). Auch hier sind die Anfangsstadien durch hohe Dynamik in den Vogelgesellschaften gekennzeichnet. Die Diversität zeigt überall Zunahmetendenzen; Unter-

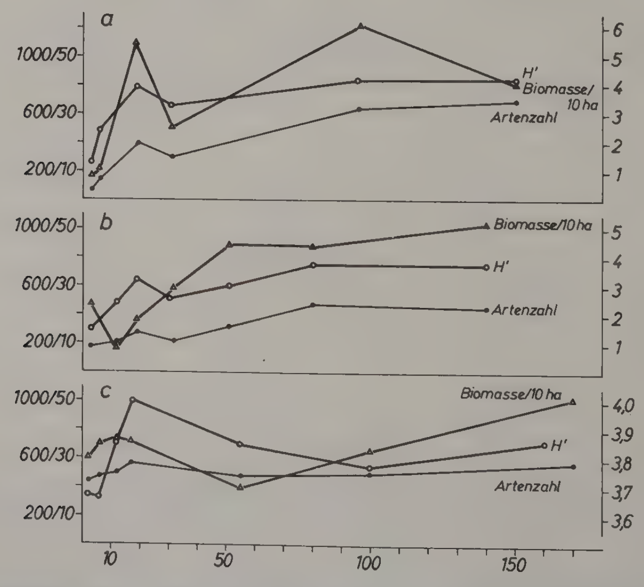


Abb. 53. Veränderungen von Biomasse (g/10 ha linke Skala, linker Wert), Artenzahl (linke Skala, rechter Wert) und Diversität in Sukzessionen verschieden strukturierter Eichenwälder in Polen (a) und Frankreich (b + c) (nach GLOWACINSKI 1975, FERRY & FROCHOT 1970, BLONDEL 1979).

schiede im einzelnen ergeben sich auch aus methodischen Gründen (z.B. unterschiedliche Wahl von Altersstadien). Übereinstimmend wird von einer Vielzahl von Untersuchungen auch die starke Abnahme der Artenaustauschrate pro Zeiteinheit mit zunehmendem Alter der Sukzession festgestellt (BLONDEL 1979, GLOWACIŃSKI & JÄRVINEN 1975).

Auf sehr kleinen Flächen und innerhalb kurzer Zeit ablaufende Umstrukturierung von Vogelgesellschaften sind heute für viele Teile der Kulturlandschaft als Folge der Eingriffe des Menschen an der Tagesordnung. Die untersuchten Stadien kann man auch häufig als Frühstadien von Sukzessionen betrachten, die durch den Menschen in Gang gesetzt, oft aber wieder unterbrochen werden. So ermittelte z.B. GILLER (1977) auf je 4 ha großen Pappelanpflanzungen in je 3jährigen Untersuchungen folgende Werte: In einer 2 bis 5jährigen Pflanzung brüteten in 3 Jahren nur 3 Arten in 1,66 Paaren/Jahr, in einer 12 bis 15jährigen mit Robinien-Wurzelausschlag 10 Arten in 8 Paaren/Jahr, in einer 12 bis 15jährigen mit Erlen-Wurzelausschlag 13 Arten in 15 Paaren/Jahr und in einer 30 bis 33jährigen mit gut ausgebildeter Strauch- und Krautschicht 22 Arten in 20 Paaren/Jahr. Die Änderungen beschränkten sich aber nicht nur auf die Zunahme der Artenzahl und Abundanz; gleichzeitig war damit auch ein lebhafter Artenaustausch verbunden.

Untersuchungen an einem natürlich bewachsenen Tagebauhang durch H. & I. DORSCH (1979) ergaben zunächst eine für spärlich bewachsene Flächen typische Vogelgesellschaft mit Steinschmätzer als häufigste Art. Ab dem 5. Jahr ging der Anteil der Bodenbrüter insbesondere jener für kahle Flächen typischer Arten mit Steinschmätzer und Flußregenpfeifer, stark zurück und Gebüschbrüter kamen auf. Siedlungsdichte, Artenzahl, Diversität und Evenness steigen mehr oder minder deutlich gegen Ende zu an, als der Bedekkungsgrad mit Vegetation 80 bis 100% erreicht hat. Jetzt dominierten Gebüsch- und Staudenbrüter sowie Vögel des Rohrgürtels (z.B. Sumpfrohrsänger, Teichrohrsänger, Rohrammer, aber auch Baumpieper). In den staunassen Senken der Fläche war Schilf herangewachsen. Die Entwicklung wurde dann aber unterbrochen, da im vorletzten Jahr zunehmend Eingriffe zum Zwecke der Naherholung stattfanden und auch späte Bruten durch den Badebetrieb gestört wurden. Auch das ist typisch für die Entwicklung von Sukzessionen auf zunächst vegetationsfreien Flächen des Kulturlandes (s. Abb. 54).

Auf Probeflächen in Hamburgs Wohnblockzone haben sich innerhalb von etwa 10 Jahren relativ geringe Veränderungen ergeben, die z.T. auf menschliche Eingriffe zurückzuführen sind (z.B. Ansiedlung einiger neuer Arten als Folge von angepflanzten Sträuchern, aber auch Veränderungen im Straßentaubenbestand durch Altbausanierungen). Allgemein zeichnete sich aber in verschiedenen Biotopen der Stadtlandschaft im Zeitraum von 10 bis 20 Jahren Abnahme der Diversität (und Artenzahl) bei Zunahme der Siedlungsdichte ab (MULSOW 1980). Diese Tendenz deutet sich auch in anderen Ausschnitten der Kulturlandschaft an (s. unten).

Die Auswirkungen von Störungen durch Erholungsbetrieb auf einer Bruchwaldfläche von etwa 12 ha brachten durch Zelt- und Ballspielplätze, Wege, Vereinsheim, Schwimmbecken und damit verbundenen Rodungen sowie Entwässerung und Auffüllung sumpfiger Wald- und Wiesenflächen eine allmähliche Reduktion der Vegetation um über 55%. Hinzu kamen steigende Besucherzahlen als Beunruhigungsfaktor. Artenzahl und Siedlungsdichte gingen vor allem in der letzten Phase dieser Entwicklung drastisch zurück (Abb. 55). Blaumeise, Kohlmeise, Trauerschnäpper und Feldsperling nahmen unter den regelmäßigen Brutvögeln als einzige zu, da 1965/1968 Nistkästen angebracht wurden, so daß die Bilanz dadurch etwas gemildert wurde (WIEHE 1973). Das Beispiel zeigt sehr eindringlich, in welch kurzer Zeit durch eine Nutzungsform, die nach herkömmlicher Meinung das Landschaftsbild nicht oder kaum beeinträchtigt, sich die Vogelwelt grundlegend ändern kann.

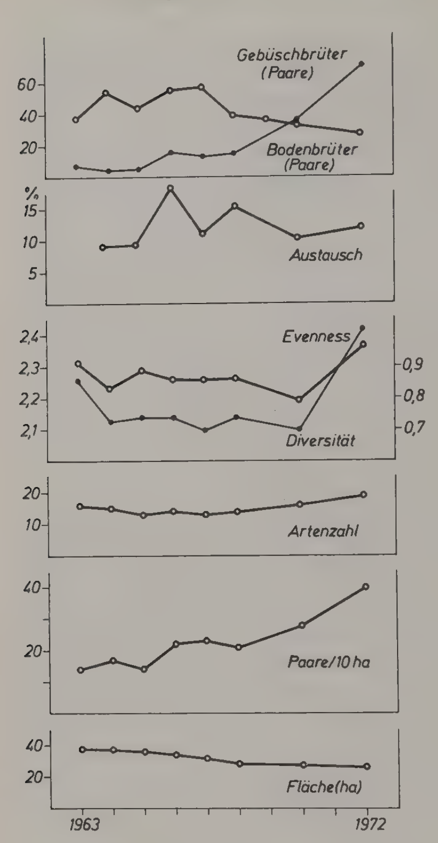


Abb. 54. Entwicklung des Brutvogelbestandes (Landvögel) an einem sich allmählich bewachsenden Tagebauhang; Flächenverkleinerung durch zunehmende Wasserführung (nach H. & I. Dorsch 1979).

Natürlich gibt es auch Gegenbeispiele. In zahllosen Fällen vor allem der neueren Zeit wurden zielgerichtet Flächen gestaltet, um eine möglichst artenreiche Vogelwelt anzusiedeln. Solche Bemühungen betreffen vor allem aufgelassene Kiesgruben, sog. Rekultivierungsflächen, Brachland usw. (s. Abschnitt 9.3). Verschiedene kleine und mittelgroße Projekte sind auch im Rahmen der Flurbereinigung erfolgreich begonnen worden (z.B. Ranftl 1978). Fast alle solche Maßnahmen sind aber noch relativ jungen Datums, so daß über langfristige Veränderungen noch nichts gesagt werden kann. Ein gut dokumentiertes Beispiel, zurückgehend auf Privatinitiative, bildet das Wemdinger Ried in Bayern

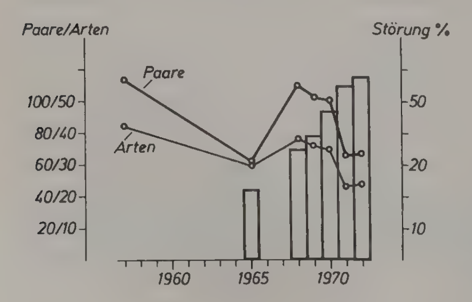


Abb. 55. Artenzahl und Abundanz in einem Bruchwald bei zunehmender Störung (Säulen) (nach Wiehe 1973).

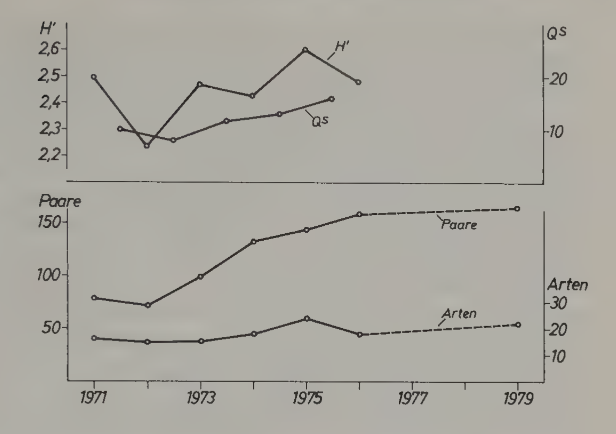


Abb. 56. Entwicklung von Artenzahl, Abundanz, Austauschrate (Qs) und Diversität (H′) in einem renaturierten Riedgebiet (Wemdinger Ried/Bayern, nach Jber. Schutzgemeinschaft Wemdinger Ried).

(Abb. 56). 1970 wurde nach erfolgter Flurbereinigung eine Renaturierung der Riedfläche systematisch begonnen. In den Folgejahren stieg die Artenzahl leicht, die Abundanz der Brutvögel zunächst stark an, um dann etwa nach dem 6. Jahr zunächst auf einem hohen Wert zu bleiben. Die im Zuge dieser Neubesiedlung von Jahr zu Jahr erfolgenden Umstrukturierungen der Vogelgesellschaften dokumentiert vor allem die stark wechselnde Diversität mit einem allmählichen Anstieg und die in den ersten Jahren zunehmende Artenaustauschrate. Es ist zu erwarten, daß in der Folgezeit diese Größen sich auf einen Normwert einpendeln, wobei auf kleinen Flächen von 40 bis 50 ha wie im vorliegenden Fall immer mit starken Schwankungen oder Ausnahmejahren zu rechnen ist.

Gewaltige Veränderungen in der Zusammensetzung der Brut- und Rastvogelgesellschaften im Zusammenhang mit neu in Gang gesetzten Pflanzensukzessionen ergeben sich im Zusammenhang mit Eindeichungen und Abschlüssen von Flußmündungen an der Küste. Hier werden auch groß angelegte Projekte der Biotopgestaltung teilweise durchgeführt (Beispiel: van Elburg 1969, Lebret 1972, J. & B. Bieijersbergen 1976, Brehm 1971, Jonkers 1978, Schmidt-Moser 1980, Abrahamsen u.a. 1974, van Eerden u.a. 1979). Nach Austrocknung und anschließender Wiederbewässerung von Sumpfgebieten können sich gegenüber dem Ausgangszustand neue Artenkombinationen innerhalb einer ökologischen Gruppe bilden (Loison & Godin 1976). Im Binnenland ergeben sich ferner durch die Anlage von Stauseen, Rieselfeldern und anderen künstlichen Wasserbecken ähnliche Möglichkeiten des Aufbaus und Wandels von Artengesellschaften, aber auch der Forschungsmöglichkeit, besonders im Hinblick auf Prognosen für eine wissenschaftlich gestützte Biotopgestaltung (z.B. Winkler 1975, Reichholf 1977c). Mittlerweile dokumentiert eine vielseitige Literatur den Verlauf der Änderung von Vogelgesellschaften und die Praxis für Gestaltung und Schutzmaßnahmen an künstlich entstandenen oder stark veränderten Wasserflächen (z.B. Voet & Benoy 1979, Wüst 1931, 1954, 1978; von Krosigk 1978, 1980; Frieling 1974; Jorek 1977, Biologische Station Rieselfelder Münster 1978.)

Für Veränderungen im Artenbestand und in der Zusammensetzung von Avizönosen im Kulturland gibt es auch viele Beispiele, die nicht auf spektakuläre Eingriffe des Menschen im Untersuchungsgebiet zurückzuführen sind. So ermittelte Thiele (1978) auf 8 Kontrollflächen in Laubwäldern des Bergischen Landes durch quantitative Bestandsaufnahme der Brutvögel 1952/53, 1956 und 1977 eine Zunahme der Revierzahlen um 43% gegenüber dem Mittelwert der 50er Jahre. Diese Zunahme ist auf ein überproportionales Anwachsen der Standvögel zurückzuführen, das wiederum wahrscheinlich in erster Linie

durch die lange Folge von 15 vorangehenden milden Wintern bedingt war. Dieser Zunahme steht eine starke Verminderung der Zugvögel gegenüber. Dabei hatten die im Mittelmeer überwinternden Arten um 39% abgenommen, die Langstreckenzieher, die in Afrika überwintern, um 79%. Ob die Dürreperiode in der Sahelzone 1968 bis 1974 hier eine mögliche Ursache ist, mag dahingestellt bleiben. Vielleicht ist die Änderung aber auch auf einen entscheidenden Wechsel in den Konkurrenzbedingungen zwischen Zug- und Standvögeln zurückzuführen, ausgelöst durch die milden Winter. Derartige Überlegungen werden übrigens häufig nicht in die Betrachtung der steuernden Faktoren einbezogen. Jedenfalls machte die Gesamtheit der Zugvögel im Jahre 1977 nur noch 13% des Individuenbestandes aus gegenüber 40% in den 50er Jahren. ERDMANN (1970) registrierte in einem Auwald bei Leipzig, ADLER (1979) in einem Buchenwald Niedersachsens und MULSOW (1980) im Botanischen Garten in Hamburg einen ähnlichen Trend der Abnahme von Zugvogelarten gegenüber Standvögeln.

Weitere Beispiele nach verschiedener Methodik, meist jedoch nur über 5 Jahre laufend, ergeben z.B. folgendes: Auf 84 Planquadraten von je 1 km^2 in Bayern (überwiegend Biotope der offenen Kulturlandschaft) ging in 5 Jahren der Artenbestand von 120 auf 114 (= – 5%) zurück, pro Quadrat sank die mittlere Artenzahl um 7,4%. Auffällig ist dabei aber, daß Abnahme und Arealschwund der Brutvögel der Roten Liste, also der gefährdeten und seltenen Arten, – 14,7% betrug, also das doppelte des Mittelwertes ausmachte. Ebenso bildeten seltene Arten auch den größten Teil derjenigen, die innerhalb von 5 Jahren in ihrer Rasterhäufigkeit abnahmen. Hier waren ökologische Gruppen in sehr ungleichem Maße an Rückgang und Zunahme beteiligt (BEZZEL 1979). Möglicherweise ist in diesem Beispiel die Intensivierung der Landwirtschaft die Hauptursache für diese sich abzeichnenden Änderungen. Ähnliche Ergebnisse nach bereits 5jähriger Rasterkartierung legte WINK (1980) aus dem Großraum Bonn vor, wobei in diesem Material Abnahmetendenzen für Brutvögel des offenen Landes wesentlich deutlicher waren als bei solchen von Waldbiotopen, für die großenteils auch Zunahme zu beobachten war. In Talböden des Werdenfelser Landes konnten auf mehreren Probeflächen von insgesamt 275 ha in 5 Jahren eine Abnahme der Artenzahl um 17%, der Brutpaare um 11% beobachtet werden, wobei häufige Arten von der Abnahme weniger betroffen waren als seltene. Damit nahm der Anteil dominanter Arten zu (BEZZEL 1979b). Bei Fänglingen nach standardisierten Methoden in 3 weit auseinander liegenden Rastgebieten im Herbst (Bodensee, Hamburg, Neusiedler See) konnten in 40% der Fälle gleichsinnige Trends und Tendenzen ermittelt werden. Auch dies könnte darauf hinweisen, daß zumindest ein Teil der Änderung überregionale Kennzeichen der Kulturlandschaft Europas darstellen (BERTHOLD & QUERNER 1979).

Diese zuletzt genannten Beispiele deuten an, daß wir uns mit ihrer Diskussion bereits wieder im Bereich allgemeiner und damit der säkularen Dynamik befinden, auch wenn es sich hier um sehr kurze Zeiträume handelt. Allerdings sind diese Ergebnisse im Augenblick lediglich als Hinweise auf Entwicklungstendenzen zu werten. Die Zeitspanne solcher Untersuchungen ist zu kurz (dies gilt auch noch für die verschiedenen überregionalen Zensusprogramme). Bei langfristigen Erhebungen handelt es sich meist nur um kleine Stichproben oder Flächen. So können wir im Augenblick die weiteren Entwicklungen nicht vorhersagen. Viele Anzeichen sprechen dafür, daß wir es in Zukunft nicht nur mit starken Fluktuationen, sondern anhaltenden Tendenzen und umfassenden Verschiebungen im Artenspektrum und in der Häufigkeitsverteilung in den Artengesellschaften zu tun haben. Demgegenüber gibt es auch Einzelbeispiele bemerkenswerter Stabilität bzw. Konstanz von lokalen Artengesellschaften, selbst auf kleinen Flächen (z.B. RAVUSSIN & MELLINA 1979). Ein besonders eindrucksvolles Beispiel in dieser Beziehung bieten die

Knicks Schleswig-Holsteins. 10 (= 77%) von 13 um 1900 registrierten »charakteristischen gefiederten Bewohnern der schleswig-holsteinischen Knicks« können auch heute noch so bezeichnet werden. Die Dorngrasmücke steht nach wie vor an der Spitze der dominanten Arten und auch für andere Arten gilt ähnliches (Puchstein 1980).

Das Mosaik vieler einzelner quantitativer Momentaufnahmen der Vogelbestände auf kleinen Flächen müßte mehr und mehr durch längerfristige Untersuchungen unter konstanten Bedingungen ersetzt werden, um die Dynamik unterschiedlicher Zönosen in der Kulturlandschaft erkennen zu können. Längst können wir uns nicht mehr auf die Kenntnisse des Ablaufes »klassischer« Sukzessionen stützen, da solche Entwicklungen langfristig vielfach gar keine Chancen bekommen oder dauernd durch Eingriffe neue Auslenkungen erfahren. Dabei geht es aber nicht nur um Bestandsänderungen einzelner Arten, sondern z.T. um tiefgreifende Umstrukturierung der Vogelgesellschaften in der Kulturlandschaft. Erst bei Vorliegen weiterer längerfristiger Ergebnisse wird man klar zwischen Fluktuationen und Trends unterscheiden können. Selbstverständlich dürfen solche Untersuchungen nicht Selbstzweck bleiben. Der Beweis rapider Bestandsänderungen innerhalb kürzester Zeit ist vielfach erbracht worden, so daß selbst kurzfristige Untersuchungen alarmierende Signale setzen können.

6.4 Saisonale Dynamik

Die saisonale Dynamik der Avizönosen eines Biotops oder der Avifauna eines größeren komplexen Landschaftsausschnittes wird zunächst einmal durch die jahreszeitlichen Änderungen der Individuenzahl ansässiger Populationen bestimmt. Solche Änderungen innerhalb eines Jahres bzw. Fortpflanzungszyklus bezeichnet man als Oszillationen. Sie entstehen durch unterschiedliche Schwerpunktlage von Natalität und Mortalität im Jahreslauf: Gegen Ende der Fortpflanzungsperiode steigt durch die flüggen Jungvögel des Jahres der Bestand in der Regel stark an, unmittelbar nach dem Winter vor Beginn der folgenden Fortpflanzungsperiode ist die Individuenzahl gewöhnlich am niedrigsten. Dieser jahresperiodische Wechsel ist fast immer kombiniert mit Migrationen. Unter diesem Ausdruck fassen wir alle Wanderungen von Individuen zusammen, deren Endpunkt außerhalb des normalen Tages-Aktionsbereiches liegt (Berndt & Winkel 1977).

Die Folge stark wechselnder Individuenzahlen und des Migrationsverhaltens sind auch bei ganzjährig anwesenden Arten zeitliche Veränderungen der Verteilung (Dispersion), zumal sich jahresperiodisch auch das soziale Verhalten entscheidend ändern kann. Zur Brutzeit territoriale Arten, die in einem Habitat mehr oder minder gleichmäßig verteilt sind, leben im Herbst oder/und Winter in mehr oder minder großen Gruppen, die einzelne Stellen bevorzugen und sich dort konzentrieren. Erhebliche Änderungen der Biotoppräferenzen sind dabei oft zu beobachten: Waldvögel kommen im Winter in die menschlichen Siedlungen oder im Herbst auf Felder und Wiesen; Enten, Bläßhühner und Taucher versammeln sich in großen Scharen auf Gewässern, an denen sie zur Fortpflanzungszeit fehlen usw. Wie Bairlein (1981) durch seine sorgfältige Analyse gezeigt hat, können sich auch innerhalb weniger Wochen an eng umgrenzten Rastplätzen ziehender Singvögel die fein abgestimmten Verteilungsmuster durch Änderungen der Biotoppräferenzen verschieben. Die saisonale Dynamik der Dispersion äußert sich von Art zu Art verschieden in z.T. sehr komplizierten jahreszeitlichen Mustern. Hierüber ist noch wenig bekannt.

Wanderungen führen auch Individuen der auf der Kontrollfläche bzw. im Unter-

suchungsgebiet brütenden Populationen zeitweise weg und/oder Angehörige fremder Populationen her. Bei einzelnen Arten kann es regional oder lokal zu einem totalen Populationsaustausch kommen, so daß zu verschiedenen Jahreszeiten Angehörige unterschiedlicher Brutpopulationen ein Gebiet besiedeln (z.B. Lachmöwe, Saatkrähe, Wacholderdrossel).

Eine Reihe von jahresperiodischen Vorgängen sorgt also dafür, daß sich die Individuenzahl einzelner Arten auf einer Untersuchungsfläche stark ändert und zumindest vorübergehend sehr unterschiedliche Größenordnungen des Bestandes erreicht werden können. Eine starke Oszillation der Individuenzahl einzelner Arten ist die Regel. Hierüber liegt für Schwimmvögel und Limikolen umfangreiches Zahlenmaterial aus vielen Gebieten vor; bei Landvögeln sind dagegen zuverlässige Informationen noch spärlich. Dies hängt mit methodischen Schwierigkeiten zusammen. Wasservögel sind an gut abgegrenzten Binnengewässern, an denen sie sich konzentrieren, verhältnismäßig leicht durch absolute Zählungen zu erfassen. Bei Landvögeln macht unterschiedliche Verteilung und Ortsgebundenheit im Jahreslauf absolute Zählungen fast unmöglich, vor allem Zählungen, die alle Arten eines Gebietes erfassen. Außerhalb der Brutzeit haben viele Arten einen viel größeren Aktionsradius, sind stärker wetter- und tageszeitenabhängig an sehr unterschiedlichen Punkten des Untersuchungsgebietes anzutreffen, reagieren sehr viel beweglicher auf Störungen oder andere Veränderungen im Untersuchungsgebiet. Einige wenige Spaziergänger, die ihren Hund frei laufen lassen und kurz vor dem Untersucher die Kontrollfläche durchqueren, können zu verschiedenen Jahreszeiten das Ergebnis der Bestandsaufnahme ganz unterschiedlich beeinflussen. Hinzu kommen auch große Unterschiede der allgemeinen Registrierbarkeit zu einzelnen Jahreszeiten. Viele territoriale Vögel werden bei Bestandaufnahmen anhand ihres Reviergesanges registriert. Auf akustische Registrierung abgestimmte Aufnahmen müssen aber außerhalb der Brutzeit versagen oder liefern zumindest keine gleichrangigen Ergebnisse. Im Herbst und Winter kann zudem die Registrierwahrscheinlichkeit z.B. für viele Singvögel stärker witterungsabhängig sein als zur Brutzeit. Einige dieser Schwierigkeiten der Vergleichbarkeit von Landvogelzählungen über das ganze Jahr können standardisierte relative Zählmethoden auf Kleinflächen oder entlang von Linien einigermaßen auffangen, wenn auch nicht alle. Vor allem spielt bei derartigen Untersuchungen die Artenkenntnis des Beobachters und auch die Kenntnis der Verhältnisse des Untersuchungsgebietes eine sehr große Rolle, vielleicht stärker als bei Brutbestandsaufnahmen. Im Laufe des Jahres sind einzelne Arten unter ganz verschiedenen Bedingungen (Umwelt, Verhalten, Kleidung, Stimme) zu registirieren (zum Problem der feldornithologischen Registrierung von Zugvögeln hier z.B. GATTER 1976). Aus diesen Gründen und den stärker witterungsbedingten Fluktuationen werden mehrjährige Zählungen für die Erarbeitung vergleichbarer Daten von Bedeutung sein (zur Problematik der Zählungen und Fragen der Standardisierung z.B. HAARMANN 1974, NILSSON 1974, OELKE 1977, OELKE u.a. 1970, KÖHLER & SCHNEBEL 1975, CYR & LARIVÉE 1980, MULSOW 1980; vgl. auch Legende zu Abb. 57 und 58). Auch der Fang an stationären Anlagen ist eine Methode, die saisonale Dynamik von Arten darzustellen (z.B. MAYER 1961). Die Oszillationen des Bestandes einzelner Arten sind im hier behandelten Raum im wesentlichen von Klima und Wetter abhängig. Je nach Lokalität und/oder Angebot an jahreszeitlich bedingten Ressourcen können auch auf nahe beieinander liegenden Kontrollflächen charakteristische Unterschiede im Jahreszeitenmuster auftreten. Aus den angedeuteten Gründen ist das vorliegende Zahlenmaterial für Landvögel aber noch sehr klein.

Am Beispiel der Kontrollflächen in Abb. 57 ist z.B. für die Amsel ein deutlich höherer relativer Winterbestand auf dem Südhang nahe am Ortsrand erkennbar als auf den ande-

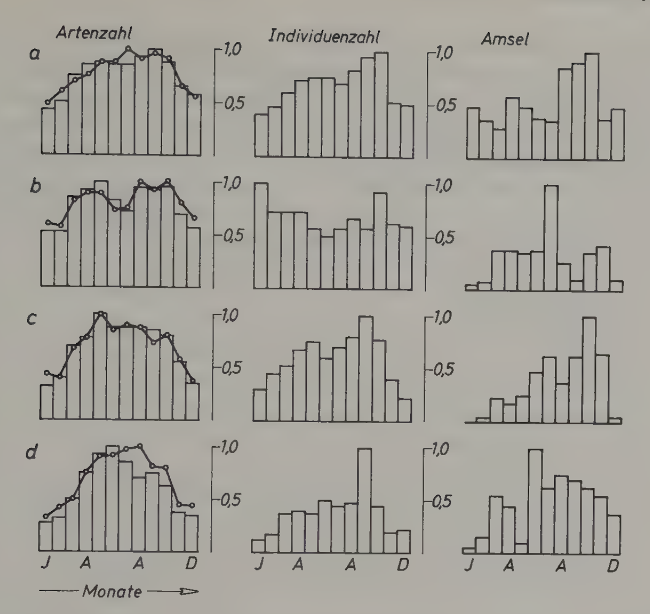


Abb. 57. Relative Verteilung von Artenzahlen (Histogramm = Artenzahl pro Exkursion bzw. Zeiteinheit; Kurve = Gesamtzahl der Arten pro Monat mehrerer Jahre) und Individuenzahl pro Exkursion bzw. Zeiteinheit sowie Individuenzahlen der Amsel pro Exkursion bzw. Zeiteinheit auf Probeflächen um Garmisch-Partenkirchen. Standardisierung der Erhebungen: In a, c und d jeweils am frühen Vormittag Linientaxierungen entlang einer feststehenden Route; für b s. Abb. 58.
a = Südhang im unmittelbaren Anschluß an Ortsrand (750 m); b = Südhang: verwildertes Gartengrundstück und Weiden am Unterrand des Montanwaldes (810 m); c = Südhang: Unterrand des Montanwaldes mit Viehweiden und einigen Einzelhäusern (850–900 m); d = Nordhang: Montanwald mit Weiden und Weiler (850–1000 m).

ren Flächen. Auf Fläche d (Bergwald/Nordhang) nimmt unmittelbar nach der Brutzeit die Zahl der Amseln kontinuierlich ab; auf Fläche b tritt durch das plötzliche Verschwinden der flüggen Jungvögel ab Juli ein starker Bestandsrückgang ein. Auf Fläche a und c wandern dagegen im Spätsommer und Herbst Amseln zu. Solche lokalen und regionalen Unterschiede, die wohl in der Regel zu erwarten sind, dokumentieren das Wechselspiel zwischen der durch Natalität und Mortalität bedingten Bestandsdynamik mit den jahreszeitlichen Unterschieden in Verteilung und Qualität von Ressourcen. Dies gilt natürlich nicht nur für ganzjährig ansässige Arten, sondern z.B. auch für nur kurzfristig rastende Zugvögel, deren jahreszeitliches Schema des Zugmusters durch Bedingungen am Rastplatz unter Umständen modifiziert wird (für Singvögel an einem Rastplatz s. BAIRLEIN 1981; Bläßhuhn in Bayern als Beispiel regionaler Verschiedenheiten des Zug- und Überwinterungsmusters eines Schwimmvogels s. BEZZEL 1970). Auch die vielen Zugdiagramme von binnenländischen Rastgebieten für Limikolen spiegeln neben dem überregionalen Zugablauf die Qualität des Rastplatzes wider, die je nach örtlichen Verhältnissen und Zugschema der Art zu mehr oder minder starken Abweichungen des allgemeinen Bildes führt. Damit sind derartige phänologische Erhebungen oft weniger ein Beitrag zur Kenntnis des Zugablaufes, sondern mehr zur Klärung der Frage, wie die einzelnen Arten ein Gebiet nutzen (Beispiel: Bekassine an den Innstauseen, REICHHOLF 1972).

Bei mehrjährigen Erhebungen über das ganze Jahr ergeben sich für die einzelnen Arten eines Gebietes charakteristische Oszillationsmuster, die natürlich auch einer Fluktuation von Jahr zu Jahr unterworfen sind. Wie Abb. 58 zeigt, gibt die Kombination von Oszillation und Fluktuation der Individuenzahlen für einzelne Arten über Jahre hinweg gut erkennbare Regelmäßigkeiten, wobei Ausnahmejahre sich nicht nur in der absoluten Bestandhöhe, sondern auch mitunter durch abweichendes Oszillationsmuster zu erkennen geben. Zumindest bei kürzeren Untersuchungsreihen scheint in der Regel die jährliche Oszillationsrate größer zu sein als die Fluktuationsrate.

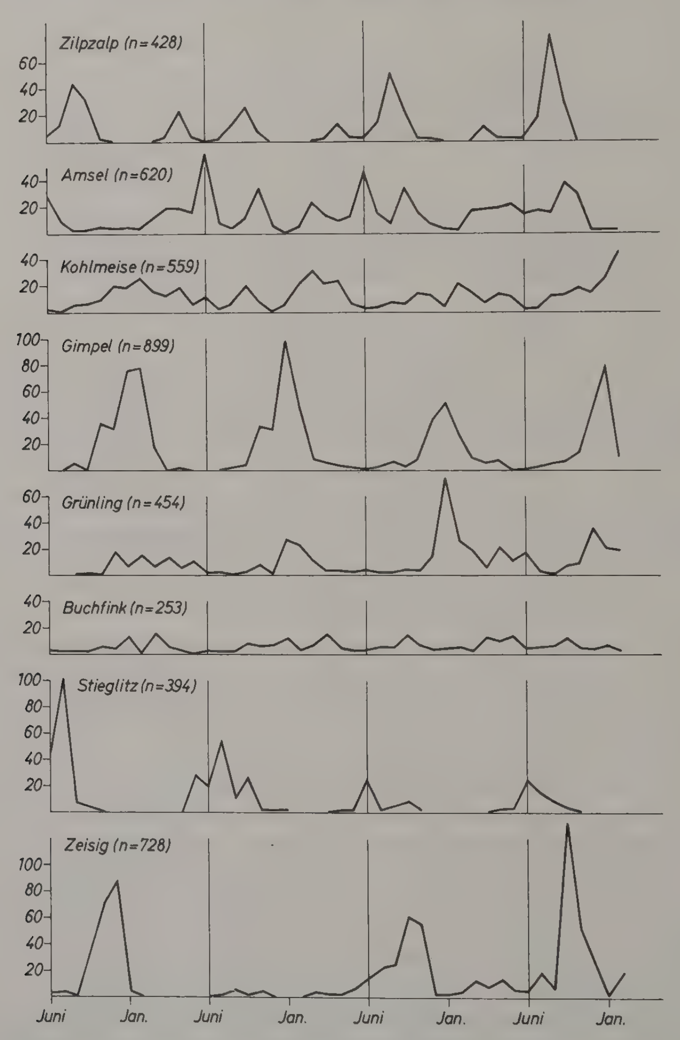


Abb. 58. Oszillationsmuster einiger Arten auf der Probefläche c der Abb. 57. Ordinate: Individuenzahlen pro Monat. Sie wurden ermittelt durch je 30 über den Monat verteilte Zählungen von einem feststehenden erhöhten Platz aus zu je 5 min, davon je 10 in den Morgen-, Mittags- und frühen Abendstunden. n = Gesamtzahl der ermittelten Individuen.

Durch das unterschiedliche Migrationsverhalten und Angebot an Ressourcen überlagern sich die Bestandsozillationen der Populationen einzelner Arten, so daß z.B. die Individuendichte über alle Arten hinweg meist einen etwas ausgeglicheneren Verlauf im Jahreslauf zeigt. Auch die Artenzahl zeigt in der Regel eine ausgeprägte jahreszeitliche Dynamik und ebenfalls Abhängigkeit von Wetter und Klima und damit kombiniert von Problemen des Ressourcenangebotes. Individuendichten aller Arten und Artenzahl können ebenfalls auf dicht nebeneinanderliegenden Probeflächen deutliche Unterschiede in der saisonalen Dynamik zeigen, wenn auch im allgemeinen der Jahresgang etwa gleich ist (Abb. 57). Im Sommerhalbjahr wird zumindest in Landvogelgesellschaften ein Maximum der Arten und Individuendichte erreicht, im Mittwinter ein Minimum (Ausnahme Stadtbiotope, s. unten). In der Regel zeigen Artenzahl und Individuendichte im Herbst und Frühjahr je einen Gipfel; die Zweigipfeligkeit der Jahreskurve ist allerdings im groben Monatsraster oft etwas verwischt. Selbst bei sehr genauen Artenzählungen treten im langjährigen Mittel kurzfristige Schwankungen auf, die, wie bereits WÜST (1973) betont, durchaus an die Singularitäten der meteorologischen Kenngrößen erinnern. Am geringsten scheinen Schwankungen während der Brutzeit zu sein (Abb. 59). Die Variationsbreite der Artenzahlen pro Zeiteinheit (in Abb. 59 Pentaden) scheint zu allen Jahreszeiten etwa gleich zu sein. Allerdings ist unterschiedliche Registrierwahrscheinlichkeit im Frühjahr und Herbst zu beachten (vgl. Abb. 59). Im Frühjahr scheint der Anstieg der Arten- und Individuenzahl vor allem in Gebieten mit hartem Winter relativ länger zu dauern als der Abfall im Spätherbst. Phänologische Kurven über Artenzahl und Individuendichte sind daher häufig etwas rechtssteil. Bisher liegen aber nur wenige mit standardisierter Methodik erarbeitete Ergebnisse vor, die zur vergleichenden Analyse herangezogen werden können.

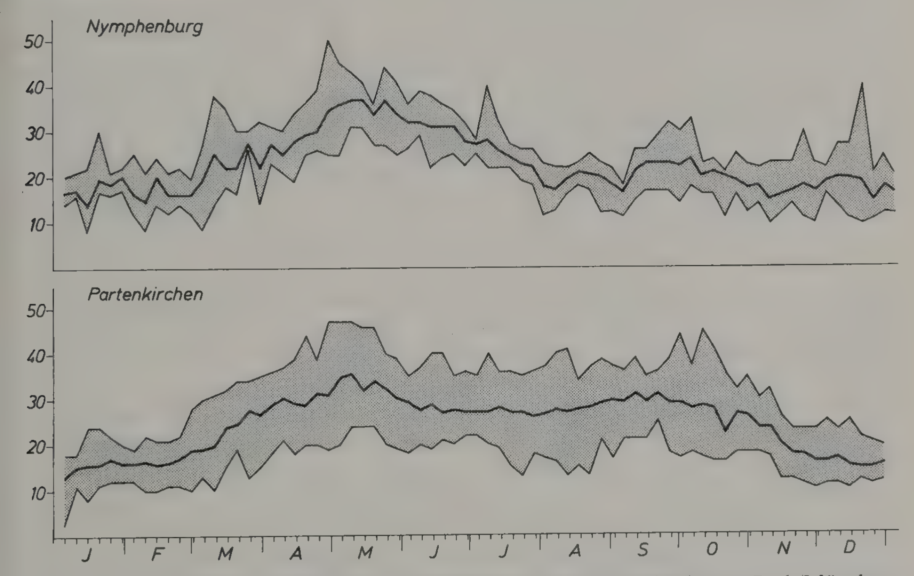


Abb. 59. Artenzahlen pro Pentaden auf Probeflächen. Oben: Nymphenburger Park/München; Artenzahl pro Exkursion (»subjektive Artendichte«, nach WÜST 1973); unten: Probefläche von 5 ha bei Partenkirchen; Artenzählungen in 1- bis 2tägigem Abstand in 15 Jahren. Mittelwert, Minimum und Maximum pro Pentade. Der ausgeglichene Verlauf der unteren Mittelwertskurve ist auf vollständigere Kontrolle und längeren Beobachtungszeitraum zurückzuführen.

Eine überschlägige Auswertung vieler Artenlisten zeigt, daß unter den Landvögeln des hier behandelten Gebietes der Quotient der Artenzahlen Juni/Januar etwa 1,2 bis 1,4 beträgt. In Gebieten über 500 m Meereshöhe, in waldreichen Mittelgebirgslandschaften oder in kontinentalen Bereichen erhöht sich dieser Wert bis über 1,8 und kann auch Werte über 2 erreichen, entsprechend der Amplitude des jährlichen Temperaturgangs. In extremen Gebieten verwischen sich dann auch die Unterschiede zwischen einzelnen Landschaftsteilen oder Biotopen.

Für Wasservögel, die den Winter in Mitteleuropa verbringen, gelten diese Beziehungen in der Regel nicht. Bei ihnen ist weniger die Temperatur als vielmehr das Vorhandensein einer eisfreien Wasserfläche von Bedeutung. Im Sommer wird Artenzahl und Abundanz von Wasservögeln in der Regel heute entscheidend durch den Umfang und die Intensität der Störung an Gewässern bestimmt.

Die jahresperiodischen Schwankungen von Arten- und Individuenzahlen drücken sich natürlich auch in der Diversität aus. Entsprechend dem Kurvengang der Artenzahlen fanden z.B. ROTENBERRY u.a. 1979 bei Linientaxierungen in Nordamerika eine jahreszeitliche Periodizität der Diversität, nicht jedoch der Evenness. Im Winter war dabei die Diversität mit der Gleichförmigkeit der Verteilung der Individuen, also der Evenness, korreliert, im Sommer dagegen eine Funktion der Artenzahl. Dies deutet auf eine Änderung der Konkurrenzverhältnisse zwischen Sommer (Territorialität, interspezifische Konkurrenz) und Winter (Truppbildung und Konzentration von Vögeln, die gemeinsam durch Kälte und Eis reguliert werden) an. In finnischen Wäldern fanden R.V. & R.H. ALATALO (1980) ebenfalls im Sommer bedeutend höhere Diversität als im Winter, jedoch einen relativ konstanten Betrag der Evenness. Dies bestätigt auch Abb. 60 in einer Probefläche mit für Mitteleuropa relativ extremen Klima. Die geringe Evenness im Januar ist möglicherweise eine Folge der geringen Arten- und Individuenzahl, also der kleinen Stichprobe. Dem widerspricht allerdings die hohe Diversität und Evenness im Dezember bei annähernd gleichbleibender Stichprobengröße hinsichtlich Individuendichte und Artenzahl. Vielleicht verursachen die harten Wintereinbrüche im Januar vorübergehende stärkere Ungleichförmigkeit in der Verteilung der auf der Kontrollfläche ausharrenden Arten (z.B. durch rasches Abwandern in günstigere Gebiete). Eine deutliche Abhängigkeit von der Jahreszeit zeigen Diversität und Eveness auch in einigen von MULSOW (1980) untersuchten Biotopen.

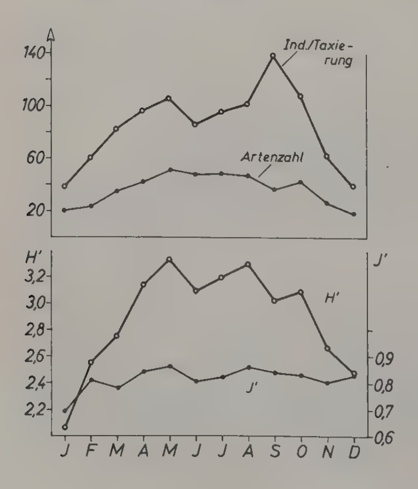


Abb. 60. Jahresgang von Individuenzahl, Artenzahl, Diversität (H′) und Evenness (J′) auf einer Probefläche bei Garmisch-Partenkirchen (810 m). Alle Größen auf Taxierungseinheiten bezogen (vgl. Abb. 58), 3jährige Zählungen.

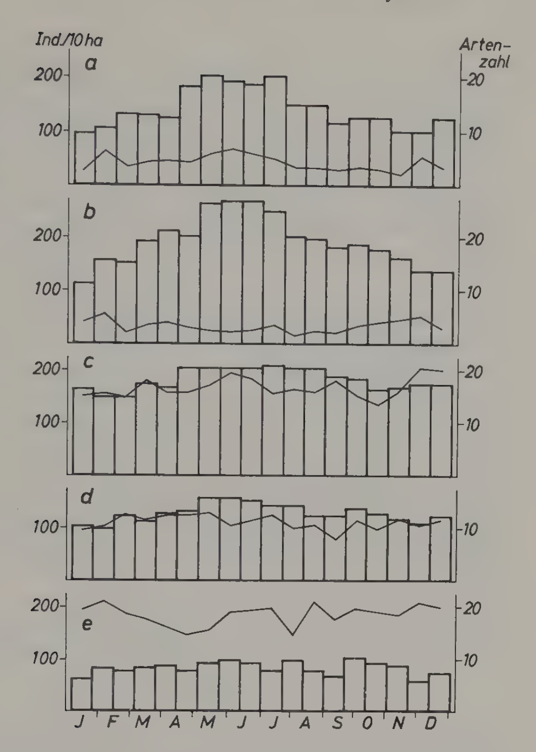


Abb. 61. Jahresgang von Artenzahl (Säulen) und Individuendichte (Kurve) in Stadtbiotopen und außerstädtischen Biotopen Hamburgs nach Linientaxierungen (Daten nach MULSOW 1980). a = Wald, b = Feldmark, c = Grünanlagen, d = Gartenstadtzone, e = Wohnblockzone.

In und um Hamburg hat MULSOW (1980) durch Linientaxierung auf Kontrollflächen die saisonale Dynamik von Vogelgesellschaften untersucht. Er vergleicht Stadtbiotope (Wohnblockzone, Gartenstadt, Grünanlagen) mit Kontrollflächen in den Wäldern und auf der Feldmark des Umlandes. Seine Arbeiten gehören zu den umfassendsten und sorgfältigsten Untersuchungen über die saisonale Dynamik von Landvogelgesellschaften (wenige Wasservögel sind mit einbegriffen) in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. Die Individuendichte ist in Stadtbiotopen zu allen Jahreszeiten viel höher als auf dem Umland (in der Wohnblockzone am höchsten), ihre Oszillationsrate im Jahreslauf dagegen sehr viel geringer. Die Artenzahl erreicht in der Feldmark und in den Grünanlagen ihren höchsten Mittelwert und liegt in der Wohnblockzone am niedrigsten. Stadtbiotope tendieren zu geringeren Oszillationen der Artenzahl im Jahreslauf als die Umlandbiotope. Diversität und Evenness zeigen einheitliche Tendenz der Abnahme vom Umland ins Stadtinnere; die Wohnblockzone weist die niedrigsten Werte auf. Die Werte zeigen in Umlandbiotopen Tendenzen zu ausgesprochener saisonaler Dynamik im Unterschied zu Stadtbiotopen, wobei im Sommer höhere Werte als im Winter erreicht werden. Eine jahreszeitliche Dynamik der Artenzahl, Diversität und Evenness ist in Stadtbiotopen kaum zu erkennen (Abb. 62, Tab. 6.1). Das ozeanische Klima von Hamburg drückt sich in der geringen Abnahme der Artenzahl und so gut wie gleichbleibender Individuendichte im Winter aus, im Gegensatz zu den in Abb. 57 dargestellten Kontrollflächen. Unterschiede in der saisonalen Dynamik der Artenzahlen zwischen Siedlungsbereich und landwirtschaftlich genutzten Flächen fand auch GSTADER (1973) bei Innsbruck. Offenbar sind auch konstante Unterschiede zwischen Wald- und offenen Biotopen festzustellen, wobei letztere dazu neigen, größere jahreszeitliche Schwankungen aufzuweisen (vgl. z.B.

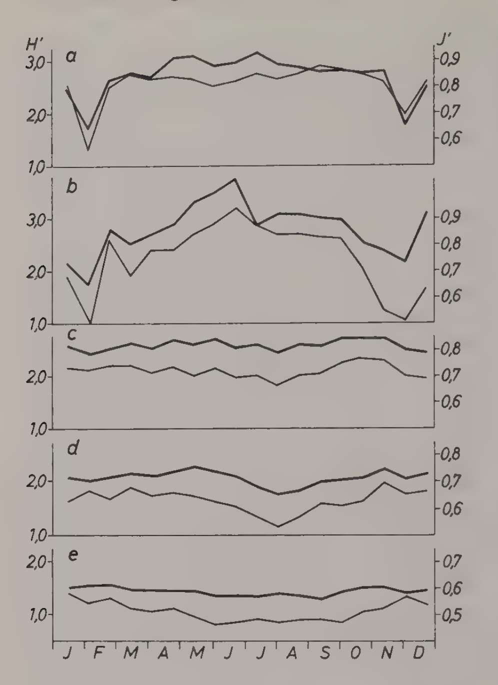


Abb. 62. Jahresgang von Diversität H' (dicke Kurve) und Evenness J' (dünne Kurve) auf den Probeflächen der Abb. 61 (Daten nach MULSOW 1980).

Tab. 6.1. Jahresmittel und Variationskoeffizient einiger Kenngrößen von Vogelgesellschaften in Stadt- und Umlandbiotopen Hamburgs (Daten nach MULSOW 1980 errechnet). V = Variationskoeffizient; H' = Diversität; J' = Evenness

	Ex./10 ha		Artenzahl		H'		J'	
	$\bar{x}$	V	$\bar{x}$	V	$\bar{x}$	V	$\bar{x}$	V
Wälder	43	34,9	29	24,6	2,71	17,0	0,81	9,8
Feldmark	33	31,7	39	23,1	2,70	21,8	0,74	17,4
Grünanlagen	169	9,2	37	8,5	2,59	3,0	0,72	3,9
Gartenstadt	112	3,9	26	16,6	2,06	9,3	0,63	7,0
Wohnblockzone	185	6,5	17	14,7	1,43	5,5	0,51	7,2

CORDONNIER 1976). Weitere Studien zu einzelnen typischen Biotopen der Kulturlandschaft s. z.B. HAVLIN 1975, 1979.

Die hier dargestellten Beispiele mögen Anreiz geben zu weiteren eingehenden Untersuchungen jahresperiodischer Art, die, wie MULSOW richtig betont, über die Bedeutung der einzelnen Gebiete als Vogelbiotope auch außerhalb der Brutzeit von Wichtigkeit sind. Für Schwimmvögel haben umfangreiche Programme der Winterzählungen ihren Wert für Arten- und Biotopschutz, aber auch für Fragestellungen populationsdynamischer Art erwiesen. Auch für manche Landvogelgruppen (z.B. Greifvögel) existieren bereits wertvolle Zählreihen aus den Winterhalbjahren.

Zusammenfassung

Startpopulationen von Vögeln können exponentiell anwachsen, dann entweder einen mehr oder minder sigmoiden Verlauf der Wachstumskurve annehmen (K-selektierter Typ) oder, offenbar seltener, ungebremst anwachsen, um nach Überschreiten der Kapazitätsgrenze stärkere Rückschläge zu erfahren (r-selektierter Typ). Auch stabile Populationen weisen deutliche Fluktuationen auf, die wohl normalerweise eine Fluktuationsrate bis 40 % erreichen können. Methodische, ökologische und systematische Unterschiede beeinflussen die gemessene Fluktuationsrate offensichtlich.

In der Kulturlandschaft lassen sich langzeitige und kurzfristige Sukzessionen von Pflanzen- und Tiergesellschaften feststellen. Häufig greift der Mensch in Sukzessionsabläufe ein oder fördert frühe Sukzessionsstadien (z. B. Äcker). Im Verlauf von Sukzessionen ändern sich Artenzusammensetzung, Artenzahl, Siedlungsdichte und Diversität oft in gesetzmäßiger Weise. Schon innerhalb weniger Jahre können sich Vogelgesellschaften entscheidend umgruppieren.

Die Dynamik innerhalb eines Jahres (Oszillation) von Populationen und Vogelgesellschaften ist in Abhängigkeit vom Klima in einzelnen Landschaften unterschiedlich stark. Es scheint aber auch so, als ob in manchen Kulturlandbiotopen (z. B. Stadtlandschaft) die saisonale Dynamik weniger stark ausgeprägt ist als in anderen.

Fluktuationen und Oszillationen von Vogelpopulationen und -gesellschaften müssen vor allem für Landvogelgruppen noch genauer untersucht werden. Sie können sehr wichtige Hinweise auf die Qualität eines Biotops geben.

7 Artenreichtum

7.1 Zur Ermittlung von Artenzahlen

Wenn man die auf einer bestimmten Fläche vorkommende Artenzahl der Vögel angeben will, bedarf es einer Beurteilung des unterschiedlichen Status einzelner Vogelarten (vgl. Kap. 3). Die Zahl der regelmäßigen Brutvögel eines Gebietes läßt sich je nach Größe und Charakter der Untersuchungsfläche schon in wenigen Jahren gründlicher Kontrolle ermitteln, zumal man dabei von den vorliegenden Kenntnissen der Verbreitung und Biotopansprüche mitteleuropäischer Vögel profitieren kann. Auch die Zahl der regelmäßigen Gäste wird sich innerhalb weniger Jahre recht vollständig feststellen lassen. So steigt die Kurve der festgestellten Arten innerhalb der ersten Beobachtungsjahre steil an, um dann je nach Gebietsgröße und Beobachtungsintensität nach wenigen Jahren mehr oder minder rasch abzuflachen (Abb. 63). Allerdings sind dann noch über lange Zeit immer wieder neue Arten zu erwarten. Wie Abb. 63 zeigt, hört die Zunahme der neu registrierten Arten auch bei gut untersuchten Beispielen noch nach Jahrzehnten nicht ganz auf. Dies hat mehrere Gründe. Einmal ist immer wieder mit seltenen oder gar für längere Zeit einmaligen Gästen zu rechnen, die im Kontrollgebiet nur ganz kurz verweilen oder es lediglich überfliegen. Zum anderen ist nach den beiden vorangegangenen

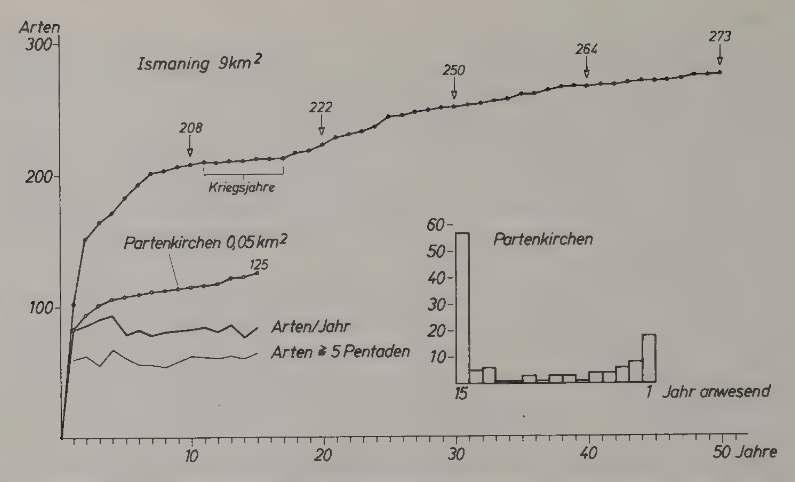


Abb. 63. Artenzahl im Ismaninger Teichgebiet/Oberbayern nach 50jähriger und auf einer Probefläche bei Partenkirchen nach 15jähriger Beobachtungszeit. Säulen: Aufgliederung der Arten nach Zahl der Anwesenheitsjahre.

Kapiteln über die Dynamik zu erwarten, daß bei langen Beobachtungsreihen Veränderungen im Artenspektrum eintreten. Somit ist also die Artensumme über Jahrzehnte nicht ohne erhebliche Einschränkungen als eine für ein Gebiet charakteristische Größe zu werten, denn sie sagt häufig mehr über die Aufmerksamkeit und Dichte der Ornithologen aus als über die Zusammensetzung der Vogelwelt. Da große und reich strukturierte Gebiete sich nicht innerhalb kurzer Zeit vollständig kontrollieren lassen und sich auch immer ein Teil der regelmäßig als Gast- oder Brutvögel auftretenden Arten der Entdeckung längere Zeit entzieht, ist es andererseits wenig sinnvoll, eine Artendichte pro Zeiteinheit zu vereinbaren. Besonders bei den nur zu bestimmten Jahreszeiten auftretenden Gästen hängt die Zahl der beobachteten Arten ab von der Verteilung der Beobachtungsintensität über das Jahr, von der Ausnutzung besonderer kurzfristig auftretender, oft von der Norm erheblich abweichender Situationen (z.B. bestimmte Witterung, extreme Wasserstandsverhältnisse usw.), von Vorgängen außerhalb des Untersuchungsgebietes (z.B. Störungen, Großwetterlage, Lage von Zugkorridoren) u.a.

Man kann davon ausgehen, daß nach ausreichend langer Beobachtungszeit bei entsprechendem Eifer der Ornithologen in größeren Landschaftsausschnitten ein großer Teil der in Mitteleuropa regelmäßig vorkommenden Arten zu erwarten ist, viele von ihnen freilich nur als seltene Gäste. So sind auf der in Abb. 63 ausgewerteten kleinen Fläche von 5 ha im Laufe von etwa 25 Jahren mindestens 37% der in Bayern jemals (einschließlich der einmaligen Irrgäste) nachgewiesenen Arten festgestellt worden, obwohl z.B. für Wasser- und Sumpfvögel kein Biotopangebot besteht und das Gebiet nur den 1,4 millionsten Teil der Fläche des Landes Bayern ausmacht! Für das Ismaninger Teichgebiet, das etwa 1/7800 der Fläche Bayerns umfaßt, sind in 50 Jahren sogar über 75% der im Lande jemals nachgewiesenen Arten registriert worden. Die Artenlisten größerer Gebiete gleichen sich daher nach längerer Beobachtungszeit mehr und mehr an; selbst ausgesprochene Meeresvögel tauchen von Zeit zu Zeit im Binnenland auf.

Aus diesen Gründen beziehen sich im folgenden, soweit nicht anders erwähnt, die Begriffe Artenzahl und Artenreichtum nur auf die mehr oder minder regelmäßigen Brut-

vögel eines Gebietes, die innerhalb einer nicht zu langen Zeit festgestellt wurden. In Faunenlisten für größere Gebiete sind also ausgestorbene Brutvögel nicht berücksichtigt. Trotz dieser Einschränkung lassen sich kleinere Ungenauigkeiten in der Bewertung nicht vermeiden; sie spielen aber bei den hier angestellten Überlegungen nur eine untergeordnete Rolle.

Mit dieser Beschränkung soll aber nicht ausgedrückt werden, daß für Gastvögel die nachfolgenden erörterten Zusammenhänge grundsätzlich nicht gelten. Ihre Artenzahl ist z.B. in ganz besonderem Maße vom Strukturreichtum eines Gebietes abhängig. Zumindest für jährliche Gäste sind auch Beziehungen zur Gebietsgröße zu erwarten, wenn auch für Gastvögel die Größe »Areal« sicher nicht so entscheidend ist, wie für die Brutvögel, schon allein deshalb nicht, weil viele Arten ja im zeitlichen Nacheinander ein Gebiet aufsuchen und nicht gleichzeitig. Allerdings spielt ein relativ hoher Teil der Gastvögel in der Vogelgesellschaft oder Avifauna eines Gebietes sicher so gut wie keine Rolle. Fast 15% der auf der Kontrollfläche von 5 ha in beinahe täglicher Kontrolle registrierten Arten waren in 15 Jahren nur einmal meist für wenige Minuten im Gebiet oder wurden nur im Überhinflug festgestellt (Abb. 63). Das Registrieren von Seltenheiten ist jedoch nicht bedeutungslos, wie gelegentlich betont wird, denn Ausnahmeerscheinungen können wichtige Hinweise auf großräumige Vorgänge wie Arealausweitung, Invasionsverhalten, Zugwegänderungen, Verdriftungen usw. geben (s. BERTHOLD, BEZZEL & THIELCKE 1980).

7.2 Artenreichtum als abhängige Kenngröße

Großräumig ist in Europa ein Gradient der Artenzahl von Nord nach Süd, aber auch von West nach Ost bzw. vom Rand des Kontinents gegen das Innere feststellbar. In den genannten Richtungen tendiert die Artenzahl zur Zunahme. Dies gilt auch bereits für einzelne größere Einheiten, z.B. Frankreich (BLONDEL & HUC 1977).

Die Artenzahl innerhalb eines Faunengebietes nimmt mit der Flächengröße zu und zwar nach der allgemeinen Gleichung

$$S = C \cdot A^z$$

wobei S die Artenzahl (Species) und A die Fläche (Areal) bedeuten. Der Exponent z gibt die Steigung der Kurve wieder, C ist eine von der gewählten Grundflächeneinheit abhängige Konstante. REICHHOLF (1980) bestimmte für Mitteleuropa $z = 0,14$ und $C = 42,8$. Trägt man die Artenzahl von Gebietsavifaunen in ein doppelt logarithmisches Koordinatensystem auf, so liegen die Werte, vor allem für Gebiete über 10 km², nur mit geringer Streuung entlang einer Geraden. In Richtung kleiner Gebietseinheiten nimmt die Streuung zu; doch kann der Verlauf der Geraden noch bis 0,7 bis 0,8 km² herunter recht gut festgelegt werden. Dann allerdings biegt sie als Kurve zum Ausgang mehr oder minder steil ab (Abb. 64).

Diese Ungenauigkeit der Artenarealkurve für kleine Flächen bedeutet, daß sich die Vogelgemeinschaften hinsichtlich der Größe Artenzahl erst ab einer gewissen Flächengröße voraussagbar entwickeln. In kleinen Flächen spielt z.B. der Randdeffekt eine große Rolle. An Biotoprändern konzentrieren sich Arten bzw. relativ mehr Brutvögel werden erfaßt, von denen Revierteile auch außerhalb der Probefläche liegen. Außerdem werden mit der Verringerung der Fläche die Reviergrößen einzelner Paare einer zunehmend größer werdenden Zahl von Arten erreicht bzw. unterschritten, so daß brauchbare Werte gar nicht mehr zu erwarten sind. Für die Praxis des Artenschutzes dürfte aus dem Verhal-

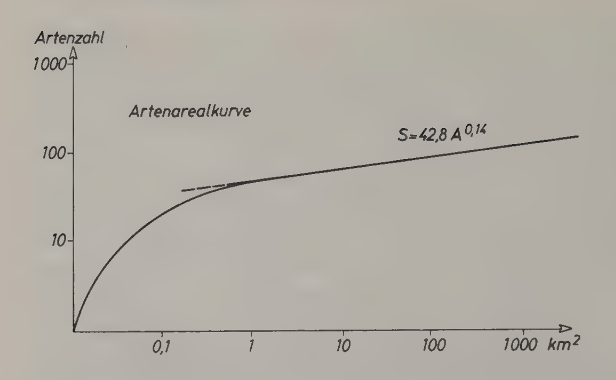


Abb. 64. Arten-Areal-Kurve der Brutvögel für Mitteleuropa. Erster Abschnitt der Kurve ist nach Auswertung der Artenzahlen von 370 Gebieten unter 100 ha gezeichnet (nach REICHHOLF 1980 und BEZZEL 1980d).

ten der Kurve abzuleiten sein, daß kleine Flächen (z.B. unter 20 ha) kaum für eine Vogelart genügend Platz bieten zum Aufbau einer überlebensfähigen Population (vgl. Kap 8), wenn diese Kontrollfläche nicht einen Ausschnitt aus einem größeren Zusammenhang darstellt. Allerdings: Hohe Artenzahlen auf kleinen Flächen sind ein Signal, daß diese »Zellen« nicht isoliert sind und daher aus der Sicht des Artenschutzes Bedeutung besitzen (weitere Diskussion s. REICHHOLF 1980).

Die Artenarealkurve bietet die Möglichkeit, durch Vergleich zu entscheiden, welche Gebiete als artenreich oder artenarm einzustufen sind. Mit dem nach der Artenarealkurve errechneten Wert kann die gefundene Artenzahl unmittelbar verglichen werden, z.B. als Quotient. Für die Praxis wird zweckmäßigerweise die Gleichung umgewandelt gemäß

$$\log S = \log C + z(\log A).$$

Den im Gebiet gefundenen Wert für Artenzahl S′ dividiert man durch den errechneten Wert S. »Artenreiche« Gebiete erhalten damit einen Indexwert >1, »artenarme« <1. Dabei ist grundsätzlich gleichgültig, wie genau die von REICHHOLF ermittelten Werte für z und C die Verhältnisse widerspiegeln. Im kleinräumig strukturierten Mitteleuropa sind mit Sicherheit regionale Abweichungen für die Werte z und C zu erwarten. Man kann versuchen, die Kurven im Detail den Verhältnissen anzugleichen durch Neuberechnung von z und C. Man kann allerdings auch einfacher die Begriffe »artenreich« und »artenarm« wohl an der von REICHHOLF berechneten Kurve messen, jedoch an Hand einer Tabelle von unterschiedlichen Biotop- bzw. Landschaftsausschnitten orientieren bzw. relativieren (vgl. Abschnitt 7.3). »Artenreich« und »artenarm« lassen sich dann an einer Skala für die jeweilige Gegend ablesen. Im übrigen zeigt der Vergleich mit vielen Werten, daß die Kurve REICHHOLFS die Verhältnisse recht genau wiedergibt, wobei zu betonen ist, daß selbst bei Brutvögeln kleinerer Gebiete die zu wertende Artenzahl nicht unerhebliche Ungenauigkeiten aufweist. Solche Fehler ergeben sich schon durch einzelne übersehene oder nicht als Brutvögel gewertete Arten und ferner auch durch unzureichende Definition der Artenzahl für Brutvögel. Wie sollen einmalige oder unregelmäßige Brutvögel erfaßt werden? Sind nur Brutvögel innerhalb einer gewissen Zeitspanne zu werten usw.? Außerdem wird es bei jeder Gebietsavifauna vorkommen, daß für eine Reihe von Brutvögeln keine exakten Nachweise vorliegt, obwohl ihr Brüten als sicher anzunehmen ist. Damit ist also manche Artenliste dem »Fingerspitzengefühl« des Bearbeiters überlassen.

SCHERNER (1977) fand, daß unter den regelmäßigen Brutvögeln auch das Verhältnis Singvögel: Nichtsingvögel flächenabhängig ist. Bei 41 mitteleuropäischen Gebieten nahm

der Index mit der Flächengröße zu. Das bedeutet, daß die Arten-Arealkurven für beide Gruppen unterschiedlich verlaufen. Ein Vergleich des Index unter Ausschluß der Wasservögel ergibt jedoch für Mitteleuropa jedenfalls unter den heutigen Bedingungen nur bei kleineren Flächen eine flächenabhängige Zunahme, da die Zahl der Großvogelarten mit größerem Flächenbedarf, die ja einen Großteil der Nichtsingvögel stellen (s. Abb. 15), langsamer mit der Flächengröße steigt als jene der kleinen und in der Regel dichter siedelnden Singvögel. Ab etwa 1000 km^2 läßt sich eine Flächenabhängigkeit des Quotienten für Landvögel kaum mehr erkennen, möglicherweise deshalb, weil die Aussterberate in den letzten 100 Jahren für Nichtsingvögel größer als für Singvögel war. Eine genauere Untersuchung an umfangreichem Material sollte diese hier nur kurz angedeuteten Verhältnisse klären.

Die Artenzahl nimmt mit zunehmender Meereshöhe ab (Alpen: z.B. BLONDEL 1978, BEZZEL & LECHNER 1978, WARTMANN & FURRER 1977, 1978; Mittelgebirge: z.B. WINK 1975, SCHERNER 1977, 1980b).

Die Artenzahl ist ferner in der Regel mit dem Strukturreichtum der Fläche positiv korreliert. Dies gilt sowohl für einzelne Biotope als auch für größere Landschaftsräume. Als Strukturelemente können Vegetationsstrukturen in Frage kommen, also z.B. Kraut-, Gebüsch-, niedrige und höhere Baumschicht. Dabei ist der Artenreichtum der Pflanzen innerhalb einer Struktureinheit von untergeordneter Bedeutung, wenn dadurch keine Erhöhung der Strukturdiversität der Vegetation erzielt wird (z.B. BLONDEL 1979, ERDELEN 1978, A. & J. CYR 1979). Man hat sich in der Feldornithologie daher mittlerweile angewöhnt, Beschreibungen des Lebensraumes der Vögel nicht mehr oder minder ausschließlich nach Analyse der Pflanzengesellschaften, also der Artenzusammensetzung, vorzunehmen, sondern unter Verwendung wichtiger Strukturmerkmale, wie Höhe der Vegetation, Anzahl der Vegetationsschichten, Deckungsgrad usw. Neben der Vegetation ist auch der Strukturreichtum anderer Biotop- bzw. Landschaftselemente für die Artenzahl von Bedeutung, so daß ganz allgemein geringe Strukturdiversität bzw. einförmige Strukturiertheit sich in der Regel auch in vergleichsweise geringen Artenzahlen (Brutvögel wie Gäste) ausdrückt und umgekehrt (vgl. z.B. BLANA 1978, ERDELEN 1978, BEZZEL 1974, 1979b, 1980d; BLONDEL 1979, ELVERS 1979, MULSOW 1980 usw.). In Landschaftsräumen beeinflußt das Nebeneinander verschiedener Landschaftselemente (vgl. BUCHWALD in BUCHWALD & ENGELHARDT 1978) bzw. Biotope die Artenzahl, da unterschiedliche Biotope nicht nur verschiedene Vogelarten beherbergen, sondern viele Vogelarten sich an Grenzlinien konzentrieren (Randeffekt) oder/und verschiedene Biotope nebeneinander nutzen.

7.3 Artenarme und artenreiche Flächen

Nach den sich aus der Artenarealkurve ergebenden Beziehungen gibt es zwei Ansätze, Artenzahlen verschiedener Flächen miteinander zu vergleichen, nämlich die Wahl von genormten, gleichgroßen Flächeneinheiten, oder von Flächen unterschiedlicher Größe mit Hilfe der nach der Artenarealkurve errechneten Normwerten. Beide haben abgesehen von der Frage der Genauigkeit der ihnen zu Grunde liegenden Bestandsaufnahmen gewisse Nachteile in Kauf zu nehmen, besonders in reich strukturierten und abwechslungsreichen Landschaften. Häufig werden beide Ansätze kombiniert, indem man z.B. in vielen Siedlungsdichtenuntersuchungen Flächen ähnlicher Größe (und Form?) unmittelbar miteinander vergleicht. Da auf kleinen Flächen die Artenzahlen sehr streuen bzw. in

Abhängigkeit von der Struktur in der Regel weiter auseinanderliegen als auf großen einheitlichen Flächen, erhält man dabei oft wie erwartet statistisch signifikante Unterschiede in Abhängigkeit von Charakter und Strukturreichtum des Biotops. Die Umrechnung der Artenzahlen verschieden großer Flächen auf eine Grundeinheit, wie dies in quantitativen Bestandsaufnahmen immer wieder unternommen wird, ist dagegen problematisch.

7.3.1 Vergleiche von Rasterflächen

Artenzahlvergleiche auf genormten Flächen verschiedener Größenordnung liefern z.B. Rasterkartierungen. Schon der grobe Raster über Mitteleuropa und Randlandschaften der Abb. 2 zeigt eine Tendenz der Zunahme von Artenzahlen nach Süden und Osten in Ergänzung der Befunde von BLONDEL & HUC (1977) für Frankreich, auch wenn man die geringeren Landflächenanteile der Küstenquadrate in Rechnung setzt. Sowohl im Bereich der Tiefebene im Norden als auch in der Mittelgebirgslandschaft ist eine Artenzunahme von West nach Ost angedeutet. Auch von Nord nach Süd ist eine ähnliche Tendenz zu vermuten, wenn sie auch durch den Alpenraum in Mitteleuropa unterbrochen wird. An ausgewählten Flächen sollte dies genauer untersucht werden.

Rasterkartierungen über größere Gebiete haben den Vorteil, die Artenzahl nicht nur von zufällig ausgewählten Gebieten wiederzugeben. Allerdings durchschneiden die Rastergitter oft willkürlich zusammenhängende Einheiten oder fassen bei grobem Raster Ausschnitte unterschiedlicher Biotope zusammen. Die Wahl feinerer Rastergitter ist daher für manche Fragestellungen vorzuziehen; allerdings sind auch hier bei Größen unter 1 km^2 recht bald einer sinnvollen Auswertung Grenzen gesetzt (vgl. auch BEZZEL & UTSCHICK 1979).

Auf Rasterflächen 10 × 10 km wurden in Großbritannien im Mittel 75, in der Schweiz 86 und in Bayern 94 Brutvogelarten ermittelt (SHARROCK 1977, SCHIFFERLI u.a. 1980, BEZZEL 1980d); die Variationsbreite ist im einzelnen natürlich nicht unbeträchtlich, da die verschiedensten Landschaftstypen innerhalb der jeweiligen politischen Grenzen auftreten. Ob sich die Unterschiede dieser Mittelwerte statistisch sichern lassen, ist daher ungewiss. Unabhängig davon ist die Tendenz zu geringeren mittleren Artenzahlen in Großbritannien gegenüber den beiden Festlandsgebieten ohne Zweifel in der weniger reich gegliederten Landschaft, im Inselcharakter und in der Lage an der Nordwestecke des Kontinents begründet. Mögliche Unterschiede zwischen der Schweiz und Bayern könnten dadurch verursacht sein, daß in der Schweiz sehr artenarme Hochgebirgsquadrate einen relativ höheren Anteil als in Bayern einnehmen (vgl. Abb. 65). Die höchsten Brutvogelzahlen auf 10 × 10 km^2 war in Bayern 126. Abgesehen von extrem artenarmen Hochgebirgsquadraten betrug in Bayern und in der Schweiz der Anteil von Quadraten mit mehr als 70 Arten je über 70%. Den höchsten Artenreichtum wiesen in beiden Ländern die Niederungen großer Flußsysteme auf (Abb. 65). Hier treffen im gewählten groben Rasternetz verschiedene Landschaftselemente zusammen, z.B. Flußniederungen mit Auen, Altwässern und Stauseen, aber auch menschliche Siedlungen, ferner Talhänge mit Wäldern und eventuell auch anschließende Hochflächen. Besonders artenarm sind einheitlich in höheren Stufen gelegene Quadrate, nicht nur in den Alpen, sondern auch in den Mittelgebirgen. Planquadrate in menschlichen Verdichtungsräumen müssen durchaus nicht artenarm sein (z.B. BEZZEL 1980d).

Die Artenzahlen auf feinerem Raster 1 × 1 km für einen Landschaftsausschnitt der Alpennordabdachung mit Vorland zeigen Unterschiede natürlich noch deutlicher (Abb. 66): Artenarm sind Hochgebirgsflächen, aber auch einförmige Nadelwälder der tieferen Stufen und des Vorlandes sowie einförmige Grünland- und Ackergebiete. Artenreich

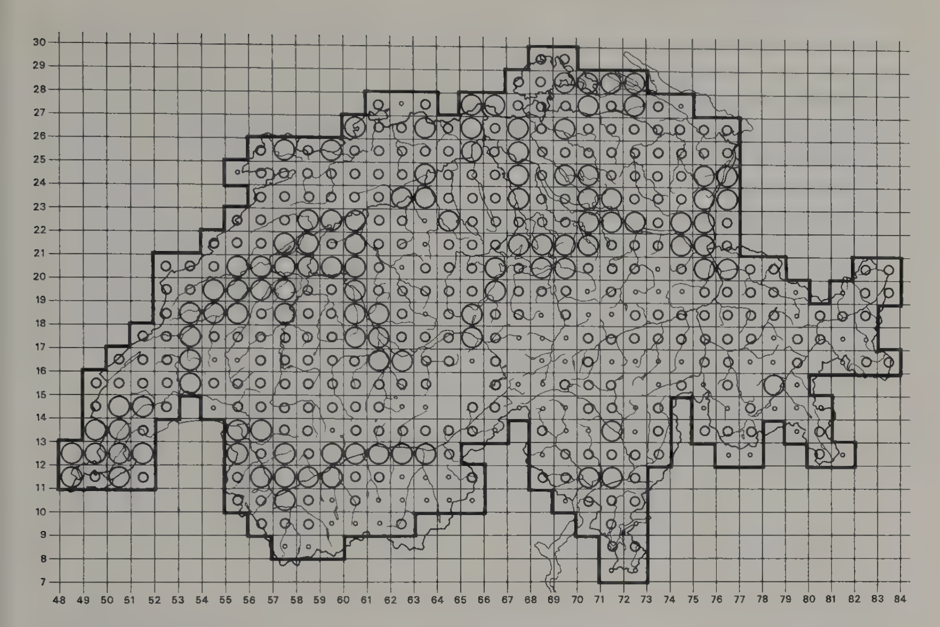


Abb. 65. Artenzahl pro Quadrat 10 × 10 km in der Schweiz. Leer = 6 bis 40, kleiner Ring = 41 bis 70, mittlerer Ring = 71 bis 100, großer Ring = 101 bis 134 Brutvogelarten (aus SCHIFFERLI u.a. 1980).

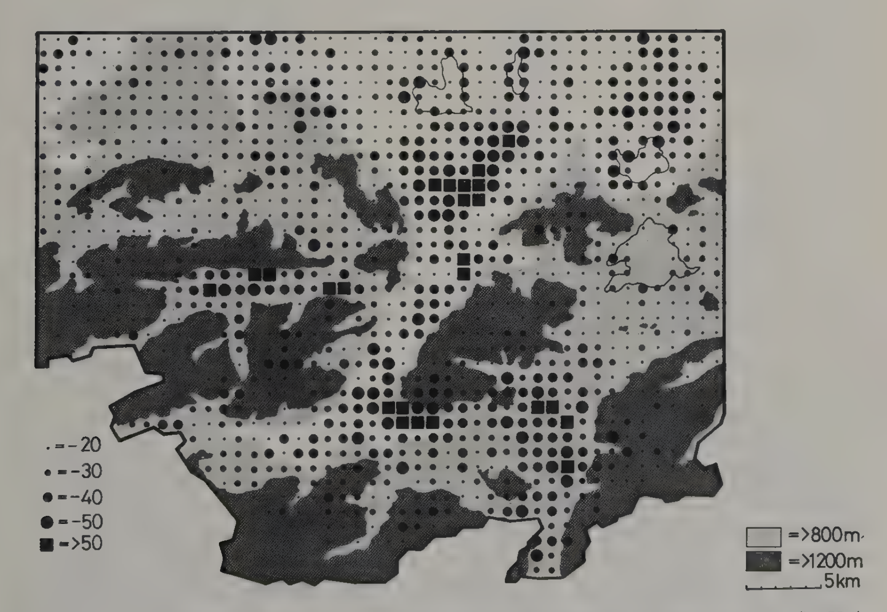
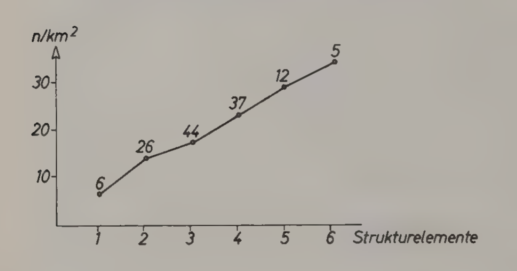


Abb. 66. Artenzahl pro Quadrat 1 × 1 km am Alpennordrand (Werdenfelser Land). Keine Signatur = bis 10 Arten (aus BEZZEL & LECHNER 1978).

sind dagegen Uferzonen stehender Binnengewässer, reich strukturierte Talausschnitte mit kleineren Gewässern und vor allem vielfältige Moor- und Streuwiesenkomplexe mit Gehölzen und Kleingewässern im Vorland.

277 einzeln ausgewählte Rasterquadrate von 1 × 1 km im überwiegend intensiv genutzten Kulturland Bayerns weisen im Mittel nur 36,4 Brutvögel auf, erreichen also den Erwartungswert von 42,8 (s. Abschnitt 7.2) nicht (Indexwert 0,85). Allerdings ist die Variationsbreite dieses Materials mit 2 bis 65 Arten sehr hoch. 72 Planquadrate aus diesem Material mit überwiegender Waldnutzung entsprechen mit 43,2 Arten im Mittel recht genau dem Erwartungswert, 139 Planquadrate mit überwiegend landwirtschaftlicher Nutzung liegen dagegen mit 31,7 Arten (= 0,74) deutlich darunter; 24 Planquadrate mit einem Verhältnis landwirtschaftlich : forstwirtschaftlicher Nutzung von etwa 1 : 1 sind dagegen wieder artenreicher (44,5 Arten; = 1,04). Eine Zunahme der Artenzahl mit der Strukturvielfalt zeichnet sich auf solchen Quadraten ab (Abb. 67).



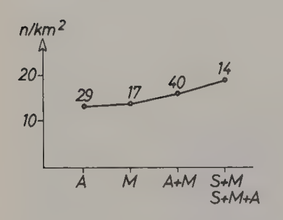


Abb. 67. Artenzahl/km² (Ordinate) der bayerischen Kulturlandschaft in Abhängigkeit von der Grobstruktur, wie z. B. Häuser, Äcker, Wiesen, Nadelwald, Mischwald, Kleingewässer. Unten: Quadrate mit überwiegender Ackernutzung (A) oder Grünlandnutzung (M = Mähwiese); S = Streuwiese. Untersucht: 130 Quadrate (Zahlen über den Mittelwerten = n Quadrate). Aus Bezzel 1980a.

7.3.2 Artenzahlen unterschiedlicher Biotope und Landschaftsräume

Der Vorteil des Vergleiches von nicht streng genormten Flächen liegt in der Möglichkeit, Biotope flächenscharf abgrenzen oder anderweitig nach systematischen Gesichtspunkten Ausschnitte wählen zu können. Voraussetzung ist allerdings auch hier eine ausreichende Flächengröße für einen sinnvollen Vergleich. Die Abgrenzung größerer einheitlicher Gebiete zu Vergleichen mit Hilfe der Artenarealkurve ist in vielen abwechslungsreichen Landschaften Mitteleuropas oft schwer möglich. Die folgenden Zusammenfassungen leiden daher nicht nur unter verschiedenem Strukturreichtum der unter einem Stichwort zusammengefaßten Flächen, sondern auch unter der Tatsache, daß es sich hier um meist zufällig ausgewählte Gebiete aus verschiedenen Landschaften Mitteleuropas handelt. Zudem ist das recht uneinheitliche Material teilweise noch sehr klein. Zu einer Erarbeitung sorgfältig zusammengestellter Artenlisten systematisch ausgewählter Gebiete sei daher angeregt. Lange Zeit galten Artenlisten in der Avifaunistik als verpönt. Neuere Untersuchungen haben ihren Wert in vielfältiger Weise dargelegt (z. B. Slud 1976, Reichholf 1980).

Unter den erwähnten einschränkenden Voraussetzungen zeigt eine kleine Auswahl der Daten folgendes:

a) Der Artenreichtum gemessen an der Artenarealkurve weist in einzelnen Biotoptypen auf Flächen von 0,8 bis 5 km^2 erhebliche Unterschiede auf (Tab. 7.1). Besonders artenarm sind einmal naturferne Kulturlandschaftssysteme, wie Innenbereiche der Großstädte, Grünflächen und ganz besonders Ackerflächen, die wohl zu den artenärmsten Gebieten unserer Kulturlandschaft zählen. Aber auch reine Fichtenbestände sind relativ artenarm im Vergleich zu anderen Waldtypen. Demgegenüber können auch naturnahe Systeme relativ artenarm sein, wie z.B. Heidegebiete oder die Röhrichtzone an stehenden Binnengewässern. Hohe Werte erreichen stärker strukturierte Flächen, wie Mischwald, Auwald, Parklandschaft und die Gartenstadtzone der Großstädte.

Tab. 7.1. Artenreichtum der Brutvögel einiger Biotope der Kulturlandschaft gemessen an der Artenarealkurve für Mitteleuropa (s. Abb. 64).
S' = gefundene Artenzahl, S = nach der Artenarealkurve errechnete Artenzahl, n = Anzahl der gewerteten Flächen. Auswahl von Flächen aus verschiedenen Regionen Mitteleuropas unter 500 m NN; Flächen von 0,8–5 km^2 Größe gewertet.

Biotop	n	S'/S ± s	Variationsbreite
Stadtlandschaft			
Wohnblockzone	10	0,5 ± 0,06	0,3 – 0,8
Gartenstadt	2	1,25	1,1 – 1,4
Parks	4	1,2 ± 0,11	1,0 – 1,3
Kleinstadt	1	0,9	
Dorf	2	1,15	1,0 – 1,1
Wiesen	9	0,6 ± 0,18	0,3 – 0,9
Äcker	5	0,2 ± 0,14	0,09 – 0,4
Heideflächen	6	0,5 ± 0,17	0,3 – 0,8
Restmoore, Feuchtwiesen	9	0,8 ± 0,15	0,6 – 1,0
Röhricht und Schwimmblattzone	5	0,4 ± 0,19	0,2 – 0,7
Seen, Teiche mit Ufer	7	1,35 ± 0,22	1,2 – 1,8
Fichtenwald	3	0,4	0,3 – 0,5
Kiefernwald	4	0,6 ± 0,19	0,4 – 0,8
Buchenwald	1	0,9	
Mischwald	7	1,3 ± 0,09	1,2 – 1,4
Auwald	6	1,3 ± 0,39	1,0 – 2,1

b) Größere Gebiete, in denen ein Landschaftscharakter dominiert, die aber bereits eine Vielzahl von Biotopen aufweisen, zeigen weniger starke Unterschiede. Allerdings sind die in Tab. 7.2 zusammengefaßten Einzelbeispiele häufig nicht nach ökologischen Gesichtspunkten abgegrenzt. Außerdem macht sich beim Vergleich vieler Artenlisten die Neigung der Ornithologen bemerkbar, ihre Freilandtätigkeit auf »lohnende«, also artenreiche Gebiete zu konzentrieren und/oder in die Grenzen eines Beobachtungsgebietes noch Schwerpunkte des Vogellebens mit einzubeziehen. Unter strenger systematischer Auswahl der Gebiete bzw. Biotope wären die Unterschiede ohne Zweifel noch deutlicher. Folgendes läßt sich aus den Werten der Tabelle andeuten: Großstädte mit ihrem Umland sind keineswegs besonders artenarm, da hier viele Biotope zusammentreffen. Landschaften mit stehenden Binnengewässern tendieren zu hohen Artenzahlen, wobei auch alte

Stauseegebiete mit entsprechend entwickelter Uferzone gleiche oder sogar noch höhere Werte erreichen. Relativ artenarm sind waldreiche und gewässerarme Mittelgebirgslandschaften, und zwar auch solche, die keine großen Meereshöhen erreichen. Landschaften im alpinen Bereich mit großen Höhenunterschieden, die also auch Tal- und/oder Vor-

Tab. 7.2. Artenreichtum (Brutvögel) einzelner Landschaftstypen verschiedener Größe. S′ = gefundener Wert; S = Erwartungswert nach Artenarealkurve (s. Abb. 64)

Landschaft	S′/S	Autor
Stadtlandschaften		
Karl-Marx-Stadt	1,0	SAEMANN 1970
München	1,0	WÜST 1970
Berlin (West)	1,1	BRUCH u.a. 1978
Saarbrücken	1,2	HANDKE & ELLENBERG 1980
Salzgitter	1,2	JUNG 1971
Hamburg	1,2	MULSOW 1980
Regensburg	1,2	KLOSE & VIDAL 1979
Leverkusen	1,3	BROMBACH & GRIESER 1977
Offenbach	1,3	FIEDLER u.a. 1978
Waldreiche Mittelgebirge		
Odenwald	0,8	HORST 1980
Bergisches Land	0,9	RADERMACHER 1977
Solling	0,9	SCHERNER 1980
Eichsfeld	0,9	WODNER 1975
Riesengebirge	0,9	DYRCZ 1973
Dept. Vosges	0,9	LEFRANC 1979
Bayerischer Wald	1,0	Nationalpark Bayer. Wald 1980
Flußniederungen		
Linz-Enns	1,0	MAYER 1977
Unterer Inn (mit Stauseen)	1,2	REICHHOLF 1978
Donau/Ostbayern (mit Altwässern)	1,4	Orn. Arb.gem. Ostbayern 1978
Stauseen (alt)		
Salzachmündung	1,4	REICHHOLF & UTSCHICK 1977
Ismaning	1,4	WÜST 1978, v. KROSIGK 1980 u.a.
Moosburg/Eching	1,5	TRELLINGER & LUCE 1976
Binnenseen und Teichgebiete		
Steinhuder Meer	1,3	WEISSKÖPPEL 1975
Plothener Teiche	1,3	GÜNTHER u.a. 1976
Dümmer	1,4	PETERSEN in BLASZYK 1976
Moritzburg	1,6	FEILER 1975
Schwandorf/Opf.	1,7	MEIER 1977
Malliner See	1,8	BEITZ 1966
Rötelseegebiet/Cham	1,9	ZACH 1980
Moorgebiete mit Randlandschaften		
Dachauer Moos (heute Agrarland)	1,2	KOLLER 1978
Erdinger Moos (heute Agrarland)	1,3	BEZZEL & LECHNER 1976
Murnauer Moos (620 m)	1,4	BEZZEL unpubl.
Pfrunger Ried	1,4	HUND & ZIER 1974

landgebiete mit einschließen, entsprechen trotz der Tendenz der Artenabnahme mit zunehmender Meereshöhe gut den Erwartungswerten. Dies mag zwei Gründe haben, nämlich einmal hohe Strukturdiversität der Landschaftsoberfläche und die Rolle als Rückzugsgebiet für Arten, die im Flachland ausgestorben oder selten geworden sind (Rauhfußhühner, Brutvögel der Gebirgsflüsse, Greifvögel usw.)

c) Tab. 7.3 schließlich zeigt, daß mehr oder minder reich gegliederte Tiefland- und Mittelgebirgslandschaften Mitteleuropas den Erwartungswert gut erreichen oder etwas darüber liegen. Die Streuung ist hier bemerkenswert gering. Unterschiede lassen sich z.T. recht gut mit den Anteilen vorwiegender Bodenbedeckung in Beziehung bringen, werden aber häufig durch politische statt naturräumlicher Abgrenzung verwischt.

Einen interessanten Versuch der Kartierung der Brutvögel bei naturräumlicher Gliederung haben LEBRETON und Mitarbeiter (1977, 1980) im Gebiet der Westalpen, des Rhonetales und des östlichen Zentralmassivs unternommen (Dept. Rhône-Alpes). In den 60 naturähnlichen »Distrikten« von 300 bis 2000 km² Größe variiert der Indexwert der Artenzahl nach der Artenarealkurve in Mitteleuropa von 0,80 bis 1,23; der Mittelwert mit 1,01 entspricht genau dem Erwartungswert! Abb. 68 zeigt, daß artenarme und artenreiche Gebiete nicht zufällig verteilt sind, sondern Gruppen bilden. Artenreich sind vor allem Flächen mit hochdiversen Oberflächenstrukturen am Abfall des Hoch- und Mittelgebirges sowie manche Talregionen; artenarm sind einförmige Tieflandgebiete oder Hochflächen, aber auch das intensiv genutzte Rhonetal. Natürlich spielt auch das Angebot an fließenden und stehenden Binnengewässern eine größere Rolle. Die für das Vorkommen von Vogelarten wichtigen Landschaftselemente, wie Ebene, Hügel, Berge, Grasland, Buschflächen, Laub- und Nadelwald, Binnengewässer wurden je nach ihrem Flächenanteil mit Indexwerten von 1 bis 3 eingestuft. Für die 7 artenreichsten Distrikte errechnet sich ein Mittelwert dieser Indices von 17,9, wobei im Mittel 0,9 der bewerteten Landschaftselemente pro Distrikt fehlen; die entsprechenden Mittelwerte für die 7 artenärmsten Distrikte sind 15,3 bzw. 1,9. Sie lassen sich auf dem groben Niveau der Erhebun-

Tab. 7.3. Artenreichtum der Brutvögel in einigen Gebieten Mitteleuropas. S′ = gefundene Artenzahl, S = nach Artenarealkurve errechnete Artenzahl (s. Abb. 64)

Gebiet	km²	S′/S	Autor
Bez. Leipzig	5000	1,0	GRÖSSLER & TUCHSCHERER 1975
Andernach-Mayen-Cochem	1100	1,0	BOSSELMANN & CHRISTMANN 1974
Kreis Kassel	1400	1,0	LUCAN u.a. 1974
Gera und Umg.	550	1,1	GÜNTHER 1969
Jülicher Land	370	1,1	SCHWARTHOFF 1974
Kanton Bern	7000	1,1	LÜPS u.a. 1978
Bodenseegebiet	1800	1,1	JACOBY u.a. 1970
Bez. Murau/Steiermark	1385	1,1	HABLE & PRÄSENT 1980
Werdenfelser Land	1440	1,2	BEZZEL & LECHNER 1978
Kreis Eisleben	316	1,2	GNIELKA 1974
Kreis Köthen	550	1,2	ROCHLITZER & KÜHNEL 1979
Kreis Lübz	700	1,3	KINTZEL & MEWES 1976
Kreis Röbel	554	1,4	KRÄGENOW & SCHWARZ 1970

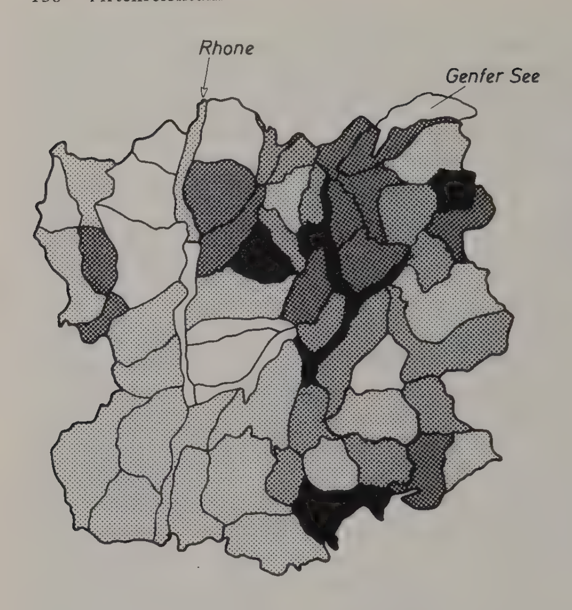


Abb. 68. Artenreichtum naturräumlicher »Distrikte« der Rhône-Alpes. Indizes nach Artenarealkurve (Abb. 64): Weiß = bis 0,9, dünner Raster = bis 1,0, mittlerer Raster = bis 1,1, kräftiger Raster = bis 1,2, schwarz = bis 1,3 (ausgewertet nach Daten aus LEBRETON u. a. 1977, 1980

gen zwar nicht statistisch sichern, zeigen aber auch großräumig die Abhängigkeit der Artenzahl vom Strukturangebot auf.

Vergleiche von Artenzahlen in kleinen Flächen sind in der umfangreichen Literatur über Siedlungsdichteuntersuchungen zahlreich, doch wird häufig auf die Problematik derartiger Vergleiche kaum eingegangen. Artenarealkurven lassen sich auch für einzelne Biotope oder Kontrollflächen gewinnen, doch enden diese häufig bereits bei relativ kleinen Flächen, da auf größeren Siedlungsdichteuntersuchungen zunehmend schwieriger und problematischer werden. Die Abwertung »qualitativer« Aufnahmen in der modernen Feldornithologie hat die Erarbeitung von Artenlisten einzelner Biotoptypen bisher offenbar etwas behindert. Als Ausweg wird hier ein Versuch der kumulativen Darstellung von Einzelergebnissen in Abb. 69 unternommen. Gleichzeitig wurde versucht, für Flächen unter 50 ha nach Größenklassen (5, 10, 20 und 40 ha) Mittelwerte zu bilden. Das Material ist sehr uneinheitlich hinsichtlich der Struktur (z. B. wurden bei den Wäldern verschiedene Sukzessionsstadien zusammengefaßt) und der geographischen Herkunft. Es soll lediglich aus vielen Quellen vorgelegte Einzeldaten zusammenfassen als Anregung für gezielte Untersuchungen. Zusammenfassung und Auswahl der Biotoptypen in Abb. 69 und Tab. 7.4 erfolgte etwas willkürlich und richtet sich in erster Linie nach der Art des Materialangebots.

Die Artenaralkurve für die einzelnen Biotoptypen zeigen im abgeflachten asymptotischen Teil häufig noch kleine sprunghafte Artenzunahmen an. Dies hängt wohl mit der Herkunft des Materials aus verschiedenen Teilen Mitteleuropas zusammen (für Vogelgemeinschaften der Fichtenwälder hat z. B. OELKE 1980 geographische Trends nachgewiesen) und den sehr unterschiedlichen Größen der Kontrollflächen. Auf den letzteren Umstand mag auch das bei vielen Kurven zu beobachtende »Durchhängen« im Übergang vom steilen Anfangsteil in den flachen weiteren Verlauf zurückzuführen sein. Andererseits fällt aber auf, daß besonders »artenarme« Gebiete dazu neigen. Die Artenzahlen wachsen hier also langsamer als zu erwarten und merkliche Zunahmen ergeben sich erst bei relativ großen Flächen.

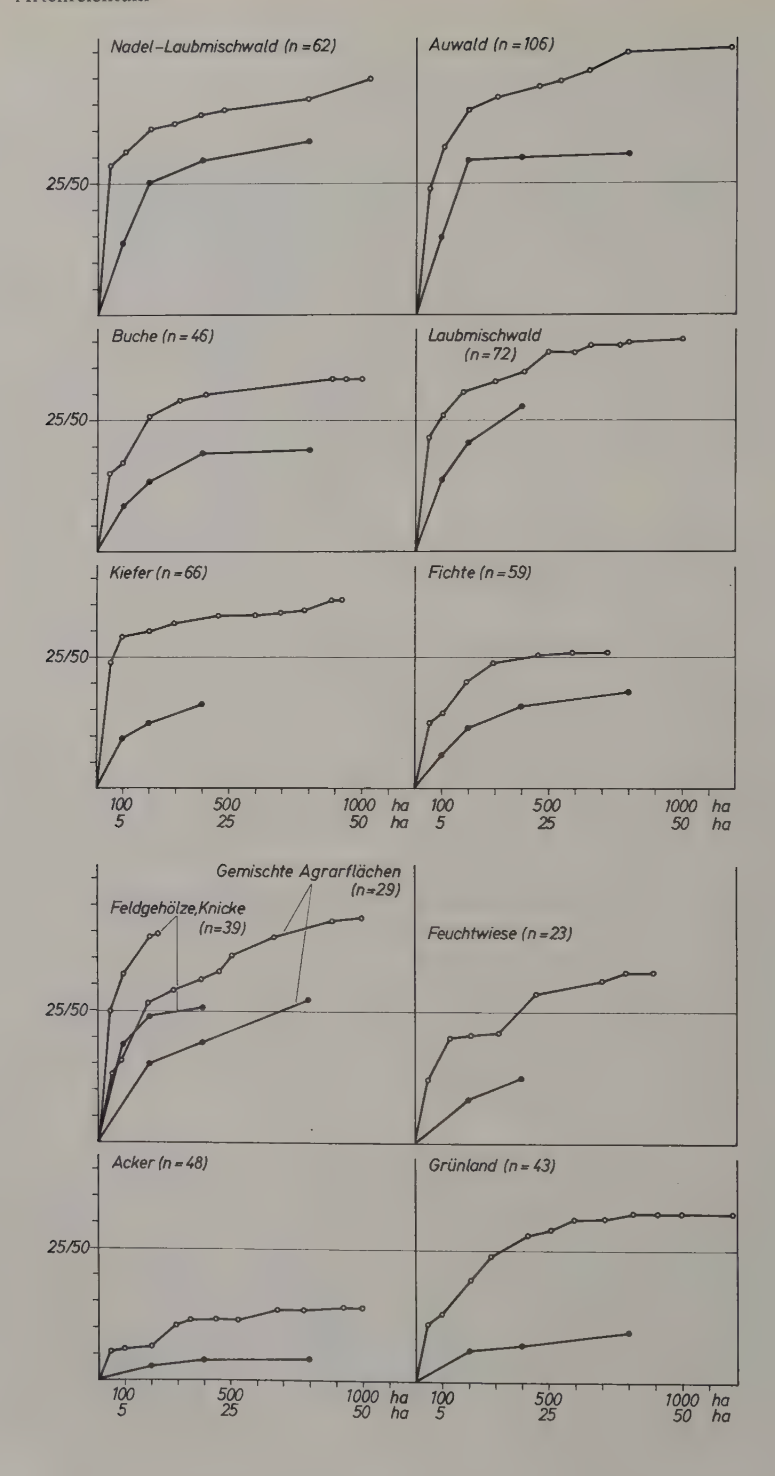
Aus Tab. 7.4 und Abb. 69 können wir für die Artenzahl in einzelnen Biotoptypen der Kulturlandschaft verschiedene Abhängigkeiten erkennen:

a) Die Gesamtzahlen der in einzelnen Biotoptypen als Brutvögel zu erwartenden Arten reichen von 35 bis 40 (Ackerland) bis über 100 (Auwald). Diese Zahlen gelten für den Raum Mitteleuropa und sind natürlich in der Regel nicht in einer Landschaft im betreffenden Biotoptyp oder gar in einem Beispiel zu erwarten. Auch artenarme Biotoptypen können daher bei genügend großer Fläche insgesamt relativ viele Brutvogelarten aufweisen, bei den meisten zwischen 60 und 90. Als besonders artenarm müssen in diesem Zusammenhang Ackerflächen und die City mit einer zu erwartenden Artenzahl von maximal 35 bis 40 gelten. Relativ artenarm sind ferner Fichtenwald und Wohnblockzone der Städte mit ca. 50 bis 60 Brutvögeln.

b) Teilweise unabhängig von der maximal in Mitteleuropa in einem Biotop zu erwartenden Artenzahl ist der Verlauf des Anfangsteiles der Kurve, also die Artenzunahme auf kleinen Flächen. Sehr steile Kurven am Anfang weisen Kiefernwald, Mischwald, Auwald, Feldgehölze, Parklandschaft und Dorf auf; hier wird die Schwelle von 50 Arten bereits

Tab. 7.4. Einige Kenndaten aus Abb. 69 zum Artenreichtum einzelner Biotope. A = Fläche in ha, auf der in den kumulierten Kurven der Abb. 69 die Artenzahl 50 erreicht wird. Artenzahlen für 10, 20 und 40 ha nach Mittelwerten. Gesamtzahl zu erwartender Arten aus dem Kurvenwert auf der kumulierten Kontrollfläche geschätzt

	A	10 ha	20 ha	40 ha	Gesamtzahl
Fichtenwald	400	10 – 15	15 – 20	15 – 20	50 – 60
Kiefernwald	70	10 – 15	15 – 20	?	70 – 75
Buchenwald	200	10 – 15	15 – 20	ca. 20	65 – 70
Laubmischwald	100	20 – 25	25 – 30	–	80 – 85
Mischwald	40	ca. 25	28 – 30	30 – 35	90 – 95
Auwald	70	ca. 30	ca. 30	30 – 35	105 – 110
Acker	∞	2 – 3	4 – 6	4 – 6	35 – 40
Grünland	350	5 – 10	5 – 10	ca. 10	65 – 70
Feuchtwiesen Flachmoore	400	8 – 10	10 – 15	?	70 – 80
Feldgehölze Knicks usw.	50	20 – 25	25 – 30	?	80 – 85
Agrarlandschaften gemischt	180	ca. 20	20 – 25	25 – 30	ca. 100
City	∞	5 – 10	5 – 10	5 – 10	35 – 40
Wohnblockzone	1500	5 – 10	5 – 10	10 – 15	50 – 55
Gartenstadtzone	200	15 – 20	15 – 20	20 – 25	70 – 75
Friedhöfe	100	ca. 20	25 – 30	30 – 35	70 – 80
Parklandschaft	50	20 – 25	25 – 30	30 – 35	90 – 95
Dorf	60	20 – 25	25 – 30	ca. 30	?
See	300	10 – 15	10 – 15	ca. 15	70 – 80


Nadel-Laubmischwald (n = 62)
Auwald (n = 106)
25/50
Buche (n = 46)
Laubmischwald (n = 72)
25/50
Kiefer (n = 66)
Fichte (n = 59)
25/50
100 500 1000 ha
5 25 50 ha
100 500 1000 ha
5 25 50 ha
Gemischte Agrarflächen (n = 29)
Feldgehölze, Knicke (n = 39)
Feuchtwiese (n = 23)
25/50
Acker (n = 48)
Grünland (n = 43)
25/50
100 500 1000 ha
5 25 50 ha
100 500 1000 ha
5 25 50 ha

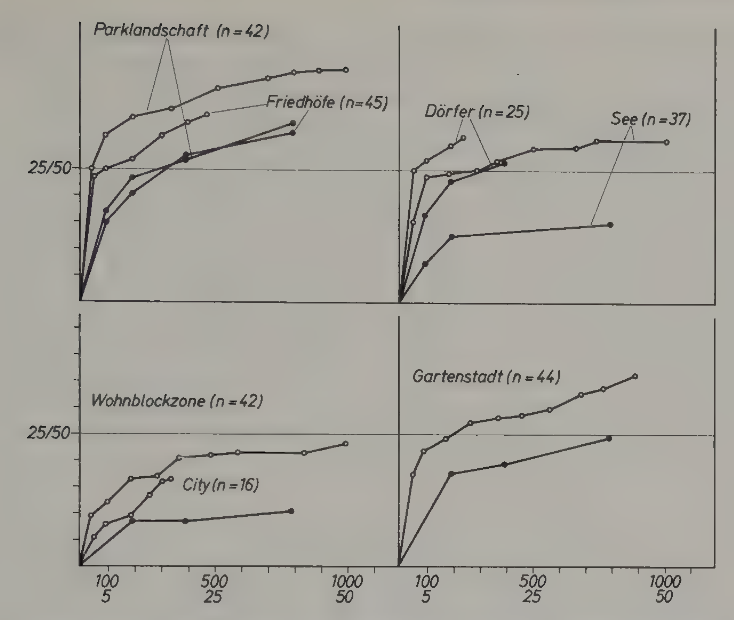


Abb. 69. Artenarealkurve für Probeflächen verschiedener Biotope. Ordinate: Artenzahl. Kreise: Kumulative Artenarealkurve (n = Zahl der Kontrollflächen), rechts Maßskala auf Ordinate, obere auf Abszisse. Punkte: Mittelwerte für Flächen bis 5, 10, 20 und 40 ha, linke Maßskala auf Ordinate, untere auf Abszisse. Näheres s. Text.

unter 100 ha überschritten. Bei ihnen handelt es sich großenteils um reich strukturierte Biotoptypen. Allerdings müssen nicht unbedingt auf kleinen Flächen bereits sehr hohe Artendichten erreicht werden. Im Vergleich der Flächenmittelwerte und der Summenkurve deuten sich nämlich Unterschiede an, die möglicherweise als allgemeine Charakteristika für manche Biotope gelten können. Kiefernwald, Auwald oder Dorflandschaft erreichen z. B. je bei 60 bzw. 70 ha die Marke von 50 Arten. Die Artendichte auf Flächen von 10 bzw. 20 ha ist im Auwald und im Dorf dagegen doppelt so hoch wie im Kiefernwald. Dies bedeutet, daß z. B. im Auwald, dem wohl artenreichsten Waldbiotop unserer Kulturlandschaft, mehr Arten mit relativ hoher Siedlungsdichte nebeneinander brüten. Im Kiefernwald siedeln viele Arten offenbar weniger dicht, so daß erst durch Addition mehrerer Kleinflächen die Artenzahlen stark anwachsen. Der weitere Verlauf der Summenkurve für Auwald und Kiefernwald zeigt, daß bei letzterem die Grenze des starken Anwachsens der Artenzahl bei etwa 200 ha und 60 Arten erreicht ist, im Auwald aber noch bis mehrere hundert Hektar und einer Artenzahl von 75 bis 80 ein relativ starker Zuwachs anhält. Solche Unterschiede im Anwachsen von Artenzahlen mit zunehmender Flächengröße, die man, um es nochmals zu betonen, durch Artenarealkurven mit anwachsenden Kontrollflächengrößen wohl besser darstellen könnte als mit Summenkurven, sind nicht einfach auf unterschiedliche Artendichte pro Flächeneinheit zurückzuführen. Beim Vergleich von Fichtenforst und Wohnblockzone ergibt sich z. B., daß die in Mitteleuropa zu erwartende Endsumme der Brutvogelarten in beiden Biotopen etwa gleich ist, ebenso die Artendichte auf Kleinflächen. Beides sind relativ artenarme Systeme. Doch erreicht der Fichtenwald bei etwa 400 ha die Marke von 50 Arten,

die Wohnblockzone erst bei etwa 1500 ha! In der Wohnblockzone sind also im Vergleich zum Fichtenwald relativ viel mehr Arten so selten, daß sie erst auf großen Flächen bzw. nach Addition vieler Kleinflächen erfaßt werden. Hier drücken sich Unterschiede in den Dominanz- und Diversitätsverhältnissen aus (vgl. Kap. 8).

Im einzelnen lassen sich aus Abb. 69 und Tab. 7.4 Bestätigungen der Einstufung von Biotoptypen entnehmen, wie sie auf größeren Flächen im Vergleich mit den Erwartungswerten der Artenarealkurve gewonnen wurden (Tab. 7.1). Durch Materialmängel haftet beiden Darstellungen noch der Charakter des Vorläufigen an. Klar wird auch die Bedeutung von Feldgehölzen und Knicks sowie Gärten und Parks als artenreiche Inseln auf sonst artenarmen Flächen erkennbar. Auf kleinen Flächen werden hier sehr hohe Artenzahlen erreicht, die nur in Verbindung mit der Umgebung, die häufig nicht dem gleichen Biotoptyp angehört, zu verstehen sind. Gärten sind im allgemeinen weniger artenreich als Parks und erreichen die zu erwartende maximale Artenzahl erst bei größeren Flächen. Exakt abgegrenztes Material aus einheitlichen Landschaftsräumen wird wohl über solche Unterschiede noch genauer Aufschluß geben können, zumal wenn auch die im vorliegenden Material sicher auftretenden geographischen Unterschiede wegfallen.

c) Wie schon aus Tab. 7.1 ersichtlich, weisen Binnengewässer mit den Verlandungsstadien bis einschließlich Röhricht, Großseggeried und erste Büsche keineswegs außergewöhnlich artenreiche Brutvogelgesellschaften auf. Doch verläuft der Anfangsteil der Summenkurve sehr steil; der größte Teil der hier brütenden Arten kann bereits auf relativ kleinen Flächen erreicht werden. Allerdings ist der Anteil großer Vögel mit z.B. auch während der Brutzeit großem Aktionsradius (Nestflüchter!) relativ höher als bei Landvogelgesellschaften. In die eigentliche Zone der Brutplätze ist häufig noch eine mehr oder weniger große Wasserfläche mit einzubeziehen. Die Artendichte der in der Uferzone brütenden Vögel wird in der Kulturlandschaft heute allerdings häufig durch Störungen entsprechend beeinflußt.

7.3.3 Minimalareale von Biotop- (Ökosystem)-Typen

Abgesehen von der Bewertung artenreicher und artenarmer Biotope lassen sich die im Zusammenhang mit der Artenarealkurve angestellten Überlegungen auch dazu verwenden, die Frage des zur Erhaltung eines Ökosystemtyps notwendigen Minimalareals anzugehen. Ihre Beantwortung ist heute für den Arten- und Ökosystemschutz von entscheidender Bedeutung, denn Lage, Größe und Zahl der Naturschutzgebiete ist alles andere als das Ergebnis systematischer Überlegungen, sondern vielmehr häufig das Resultat zufälliger Auswahlkriterien oder des Weges des geringsten Widerstandes. Der Schutz natürlicher und naturnaher Ökosysteme bedarf daher erst noch eines Konzepts.

Generell muß gelten, daß wohl niemals das gesamte Arteninventar eines Ökosystemtyps bereits in einem Bestand vertreten ist (HEYDEMANN 1981). Dies gilt auch für Vögel, besonders für die Habitatspezialisten. Je weniger Arten eines für einen Biotoptyp charakteristischen Artenbestandes bereits in einem Gebiet vertreten sind, desto mehr Einzelgebiete müssen geschützt werden, um in einem Großklimaraum Mitteleuropas ein Minimalareal zu erreichen, das den Schutz des für den Biotoptyp charakteristischen Artenbestandes sichert. Die in Tab. 7.4 und Abb. 69 ausgewerteten Artenlisten betreffen allerdings z.T. keine naturnahen Biotoptypen, so daß sie für Schutzgebietskonzepte weniger in Frage kommen. Gleichwohl sind auch für sie die Feststellungen von Minimalarealen interessant, gewissermaßen als Charakterisierung der in den betreffenden Systemen lebenden Avizönosen.

In verschiedenen Waldbiotopen ist nach Abb. 69 bei kumulierten Probeflächen noch bis rund 1000 ha mit Artenzuwachs zu rechnen; nur bei einförmigen Fichtenforsten ist der dort anzutreffende Artenbestand schon wesentlich unterhalb dieser Größe erreicht (Montanwälder nicht berücksichtigt). Mit der Arealgröße 1000 ha sind aber einmal die Areale solcher Arten noch nicht abgedeckt, die zwar im Wald brüten, jedoch in anderen Biotopen Nahrung suchen (z.B. Greifvögel und Eulen, Graureiher, Schwarzstoch), und zum anderen für Arten mit sehr großem Aktionsradius und geringer Abundanz regionaler Populationen (vgl. Abschnitte 8.3.3 und 8.3.4). Nimmt man für eine Großlandschaft Mitteleuropas 4 bis 5 Waldtypen an, die für die Artenzahl der Waldvögel entscheidend sind, wird man also – systematische Auswahl vorausgesetzt – mit einem Minimalareal von mindestens 5000 ha auf mehrere Gebiete verteilt rechnen müssen. Dabei sind jedoch die Lebensräume vieler Großvögel noch nicht annähernd vollständig erfaßt. Für Schleswig-Holstein rechnet Heydemann (1981) mit einer Gesamtfläche von 8000 ha, wobei für viele Tiergruppen sehr viel genauere Typenunterscheidungen in pflanzensoziologischer Hinsicht notwendig sind als für Vögel. Dieses Minimalareal für Waldtypen beträgt bereits 0,5% der Landesfläche. Mit ähnlichen Anteilen wird man auch in anderen Regionen oder Provinzen mit nennenswerter Waldbedeckung rechnen müssen, immer unter der Voraussetzung, daß die Auswahl der Gebiete sich der Verbreitung vor allem der seltenen oder auf bestimmte Waldtypen bzw. Gebietsteile beschränkten Arten anpaßt.

Wie beim Fichtenforst ist auch in anderen relativ naturfernen und/oder artenarmen Systemen der zu erwartende Artenbestand auf kumulierten Kontrollflächen über einen größeren Bereich bereits deutlich unter 1000 ha erreicht (Abb. 69, Tab. 7.4). Für viele naturnahe Systeme, wie Hoch- und Flachmoore, Seeufer, Feuchtwiesen, Wildflußstrecken usw. wird dagegen allein auf Grund der Brutvogelfauna ein ähnlicher Flächenbedarf notwendig sein wie vorstehend für die Waldtypen aufgezeigt. Dies bedeutet für einige Biotoptypen, daß die gesamten Restbestände der mitteleuropäischen Kulturlandschaft geschützt werden müssen.

Die Überlegung, mit Hilfe des Artenbestandes der Brutvögel (für regelmäßig rastende Gastvögel gilt im Prinzip das gleiche) das Minimalareal der Ökosystemtypen abzugrenzen, scheint bisher merkwürdigerweise noch relativ wenig in die Praxis umgesetzt worden zu sein. Da bei manchen Arten die Abgrenzung der ökologischen Ansprüche im Sinne der Biotoptypen von Abschnitt 2.4 kaum möglich ist, da sie mehreren Typen zugehören, wird eine Festlegung der Zusammenhänge zwischen Brut- und Nahrungsgebieten auch zu einem wichtigen Beitrag für die Erkenntnis der Biotopvernetzung.

Bisher scheint noch für keine politische Gebietseinheit, deren Verwaltung für die Errichtung von Schutzgebieten zuständig ist, eine Überprüfung der Artenliste der Brutvögel vorzuliegen, aus der ersichtlich wäre, welche Arten des Artenspektrums bereits durch Schutzgebiete erfaßt und für welche das Instrument der Flächensicherung noch nicht wirksam ist (Ansatz für gefährdete Vogelarten Nordwestdeutschlands s. Erz 1981). Für derartige Überlegungen wird sich aus der Sicht des Vogelschutzes ein Minimalareal für Schutzgebiete abschätzen lassen bzw. das Mindestareal in quantitativer und qualitativer Hinsicht noch ausstehender Schutzmaßnahmen. Allerdings ergibt sich bei der Berücksichtigung lediglich des Arteninventars noch kein Hinweis auf das Minimalareal von Populationen (vgl. Abschnitt 8.3.4).

7.3.4 Nichtsingvögel – Singvögel

Nach bisherigem Material lassen sich Biotopunterschiede im Verhältnis Nichtsingvögel zu Singvögel nicht absichern. Unter den Landvögeln weisen kleine Flächen in der Regel

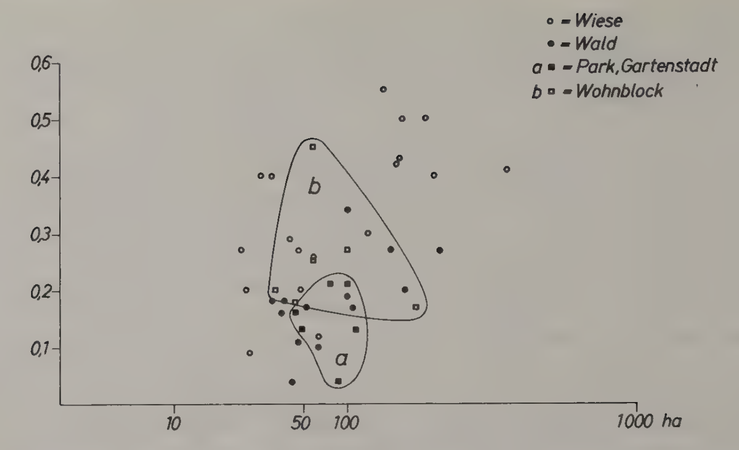


Abb. 70. Verhältnis Nichtsingvögel: Singvögel (Ordinate) in verschiedenen Biotopen der Kulturlandschaft.

relativ weniger Nichtsingvögel als größere auf. Das Verhältnis Nichtsingvögel zu Singvögeln liegt häufig zwischen 0,1 und 0,3. Wiesen und Flachmoorbiotope weisen in der Regel einen höheren Anteil von Nichtsingvögeln auf als Waldbiotope, in Großstadtbiotopen neigt die Wohnblockzone zu höherem Wert als Parklandschaften (Abb. 70). Wenn sich diese Tendenz generell nachweisen ließe, wäre sie ein Hinweis auf die reichere Entfaltung von Anpassungstypen der phylogenetisch jüngeren Singvögel an Bäume und Büsche. Ab etwa 5 bis 10 km^2 pendelt sich das Verhältnis Nichtsingvögel/Singvögel bei etwa 0,4 ein und liegt nur ausnahmsweise höher als 0,5. Dies gilt selbstverständlich nur für Landvögel. In wasserreichen Landschaften liegt das Verhältnis durch die hinzukommenden Wasservögel höher.

Zusammenfassung

Die Artenzahl der Brutvögel eines Gebietes hängt in erster Linie von der Flächengröße und dem Strukturreichtum ab. Mit Hilfe der Artenarealkurve läßt sich für Gebiete unterschiedlicher Flächengröße ein Erwartungswert der Artenzahl berechnen, mit dessen Hilfe man die Begriffe »artenreich« und »artenarm« genauer bestimmen kann. Die artenärmsten Biotope der Kulturlandschaft sind Ackerflächen und die City bzw. die Wohnblockzonen der Städte. Artenarm sind außerdem monotoner Fichtenwald und intensiv genutztes Grünland. Besonders artenreiche Biotope bilden dagegen Mischwälder, Auwälder und Parkanlagen. Der Artenreichtum einzelner Landschaftsräume zeigt Abhängigkeit von der Reichhaltigkeit ihrer Gliederung. Großräumig scheint in Mitteleuropa die Artenzahl der Brutvögel eine gewisse Tendenz der Zunahme nach Süden und Osten aufzuweisen. Mit zunehmender Meereshöhe sinkt die Artenzahl. Mit Hilfe von Arteninventaren lassen sich Minimalareale abschätzen, die zur Erhaltung des für einen Biotoptyp oder eine Landschaft charakteristischen Artenbestandes notwendig sind.

8 Häufigkeit und Verbreitung

8.1 Dominanzen und Häufigkeitsverhältnisse

Absolute Größen für Vogelpopulationen können meist nur für relativ seltene Arten oder kleine Flächen mit einiger Genauigkeit ermittelt werden. Auch auf bestimmte Biotope beschränkte Arten lassen sich relativ gut zählen, wenn die Populationen nicht zu kopfstark sind. Dies gilt grundsätzlich auch für Rastpopulationen (z.B. Wasservogelzählungen).

Für größere Gebiete und weit verbreitete Arten sind Bestandsgrößen meist nur durch Hochrechnungen und Schätzungen in Größenordnungen zu ermitteln, die aber durchaus Vergleiche und Analysen über die Zusammensetzung von Vogelgesellschaften oder über die Situation einzelner Vogelpopulationen zulassen. Einige Beispiele für großräumige Bestandsaufnahmen stellt Anhang 6 zusammen.

Für das 2586 km^2 große Luxemburg stellte Wassenich (1971) folgende Häufigkeitsklassen für den Brutbestand der einzelnen Arten auf:

0 bis 10 Brutpaare: 16 Arten, darunter 11 Nichtsingvögel
10 bis 100 Brutpaare: 20 Arten, darunter 14 Nichtsingvögel
100 bis 1000 Brutpaare: 25 Arten, darunter 10 Nichtsingvögel
1000 bis 10000 Brutpaare: 35 Arten, darunter 12 Nichtsingvögel
10000 bis 50000 Brutpaare: 28 Arten, darunter 1 Nichtsingvogel.

Bereits in dieser groben Übersicht werden die wichtigsten Kennzeichen der Häufigkeits- und Dominanzverteilungen der Vogelpopulationen in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft deutlich, nämlich:

1. Die Unterschiede in den Bestandsgrößen der häufigsten und seltenen nebeneinander ein Gebiet besiedelnden Arten sind außerordentlich hoch und liegen in der Regel in der Größenordnung von Potenzen.

2. Zumindest unter den Landvögeln ist die Dominanz in der Regel (mit vielen Ausnahmen) umgekehrt proportional der Körpergröße. Unter den häufigsten Arten dominieren also Singvögel stärker als Nichtsingvögel.

3. Die Häufigkeitsverteilung tendiert innerhalb der Nichtsingvögel zu linkssteiler und innerhalb der Singvögel zu rechtssteiler Verteilung. Unter den Singvögeln sind also kopfstarke Populationen in der Regel relativ häufiger vertreten als bei Nichtsingvögeln (s. auch Reichholf 1976, Scherner 1977, Bezzel 1979b).

Aus vielen Einzelbefunden ist zu schließen, daß alle drei Aspekte der Häufigkeitsverteilung von Vogelbeständen sich als Folge der Entwicklungen in der Kulturlandschaft verstärkt haben und weiter in dieser Richtung laufen. Man kann neben den schon ausführlich erörterten Artenfehlbeträgen die Vergrößerung der Häufigkeitsunterschiede zwischen Populationen verschiedener Arten bzw. Artengruppen und der Unterschiede ihrer Verteilung geradezu als Charakteristikum der Vogelbestände der intensiv genutzten modernen Kulturlandschaft betrachten, gewissermaßen als Durchgangsphase vor dem Aussterben bzw. Abwandern von Arten. Beide Erscheinungen, nämlich sehr hohe Domi-

nanzanteile der häufigsten Arten und Verringerung der Artenzahl, drücken die Diversität.

Zu den Dominanzen der einzelnen Arten und Artengruppen hat WASSENICH an der Avifauna Luxemburgs weiterreichende Schätzungen durchgeführt. Rund 15% der gesamten Vogelbevölkerung machen demnach bereits die beiden Sperlinge aus, 8 Finkenarten weitere knapp 13%, Meisen und Baumläufer etwa 10,5%, die 3 Schwalbenarten 4,2%, Drosselartige und Grasmückenverwandte rund 31%; Singvögel mit 76 Arten insgesamt 94,4%. Grundsätzlich ähnliche Bilder der Häufigkeits- und Dominanzverteilungen erhält man aus beliebigen Landschaftsräumen oder Biotopkomplexen.

Für größere Artenlisten aus heterogenen Biotopen bzw. Landschaftsausschnitten ist eine linkssteile und rechts flach auslaufende Verteilung der Dominanzen, die mehr oder weniger gut einer lognormalen Verteilung entspricht, zu erwarten (MAY 1975). Wenige Arten sind sehr häufig mit hohen Dominanzen; sehr viel mehr zählen in der Regel zu den untersten Dominanzklassen. Typische Kurvenbilder von artenarmen und artenreichen Biotopen einer Großlandschaft zeigt Abb. 71. Unterschiedliche Steilheit der Kurve ergibt sich aus der verschiedenen Gleichmäßigkeit der Verteilung. Eine Kombination der Verteilung aus Abundanz und Verbreitung aller Arten in einer Großlandschaft gibt Abb. 72 wieder. Infolge der sehr groben und vor allem relativ uneinheitlichen Bewertungsskala der Häufigkeit der einzelnen Arten ist diese Kurve sehr flach, besonders im Anfangsteil. Ob-

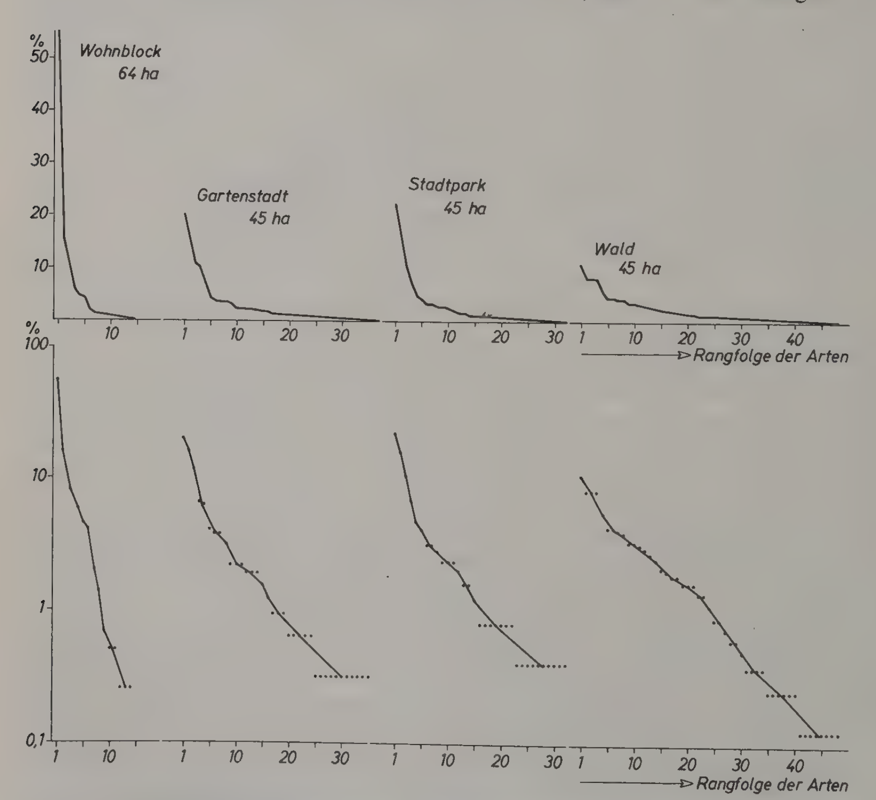


Abb. 71. Verteilung der Dominanzen auf Probeflächen der Stadt Hamburg und Umgebung. Unten: Halblogarithmische Darstellung (Daten nach MULSOW 1980).

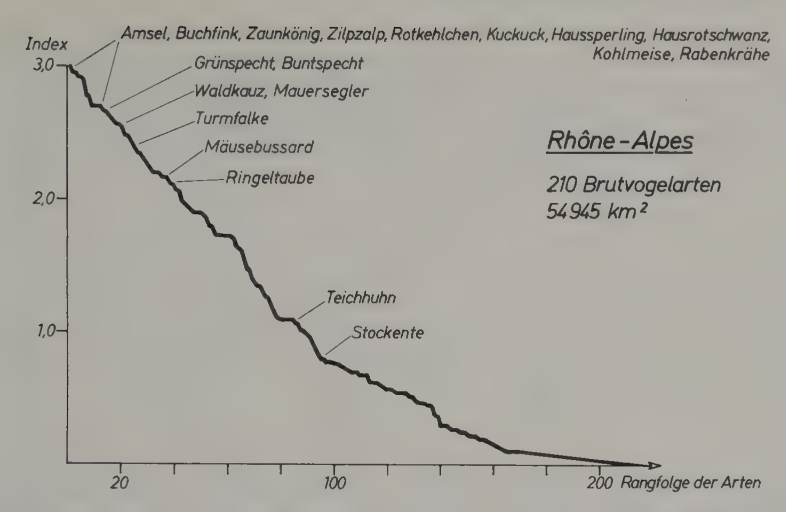


Abb. 72. Mittelwerte der Abundanzindizes der Brutvögel von 60 naturräumlichen »Distrikten« des Dept. Rhône-Alpes. Jede Art kann pro Distrikt maximal den Wert 3 erreichen. Angegeben sind die häufigsten Sing- und Nichtsingvögel (Land- und Wasservögel) (Daten nach LEBRETON 1977, 1980).

wohl durch die Art der Bewertung der Abstand zwischen einzelnen Häufigkeits- und Dominanzklassen geringer wird, lassen sich typische Unterschiede ermitteln: Die höchsten Ränge nehmen Singvögel ein; die häufigsten Wasservögel kommen erst an 80. bis 100. Stelle bei etwa 210 regelmäßigen Brutvögeln usw.

Tab. 8.1 faßt die Summe vieler kleinflächiger Bestandaufnahmen der unterschiedlichsten Biotope und Landschaftsausschnitte zusammen. Die Anteile dominanter Arten sind wegen der Strukturvielfalt daher relativ niedrig. Nur 4 Arten sind in allen 6 Materialgruppen unter den 10 häufigsten vertreten. Haussperling, Buchfink, Amsel, Star und Kohlmeise weisen im Mittel die höchsten Dominanzwerte auf. Sie können wohl ganz allgemein als die häufigsten Brutvögel der mitteleuropäischen Kulturlandschaft gelten. Auch die 10 in Tab. 8.1 folgenden Arten sind in allen Landschaftsräumen anzutreffen und zählen, abgesehen vom innerstädtischen Bereich oder sehr dicht bestockten einförmigen Nadelwaldflächen, wohl überall zu den häufigsten Brutvögeln. Weitere Arten führen in bestimmten Biotopen die Dominanzskala an, sind aber mitunter großräumig sehr unregelmäßig verbreitet und/oder auf kleine Lokalpopulationen beschränkt. In Tab. 8.1. beginnt diese Gruppe etwa mit der Feldlerche, sie umfaßt noch eine große Reihe von Arten, die häufig mit mittleren Dominanzen in Artenlisten vertreten sind. Eine weitere Gruppe verbreiteter Vogelarten tritt dagegen meist nur in relativ geringer Kopfzahl bzw. Abundanz auf (vgl. Abschnitt 8.3).

Unter den 10 bis 15 häufigsten Brutvogelarten Mitteleuropas dürften sich so gut wie ausschließlich kleine bis mittelgroße Singvögel befinden, vor allem im Bereich menschlicher Siedlungen und in Waldgebieten. Die Rangfolge der Tab. 8.1 gibt mit der ein oder anderen Umstellung durchaus das Bild der allgemeinen Dominanzverteilung wieder. Unter Nichtsingvögeln ist vor allem in Tieflandbereichen wohl nur die Ringeltaube ähnlich erfolgreich, wie überhaupt Tauben gebietsweise starke Populationen aufbauen können (Türkentaube in Siedlungsbereichen, Turteltaube in West- und Südeuropa). In ozeanisch beeinflußten Niederungen können einige Limikolen (Kiebitz, in den Niederlanden Ufer-

Tab. 8.1. Dominanzwerte (= %-Anteil) der jeweils 10 häufigsten Brutvögel in den Summen der „Paarzahlen" vieler Kontrollflächen, deren Bestände jeweils für einzelne Quadranten (Abb. 2) addiert wurden. Ausgewertet sind nur Einzelflächen über 20 ha der verschiedensten Biotope. Zahlen in ( ) = auf dieser Fläche zählt die Art nicht zu den 10 häufigsten Arten. Reihenfolge der Arten, die in allen Flächen nachgewiesen wurden, nach den Mittelwerten der Dominanzwerte.

Quadrant	2	3	6	7	8	11
Fläche (ha)	977	738	3991	4150	453	8045
Haussperling	10,4	5,0	10,9	6,5	48,4	9,2
Buchfink	(2,0)	10,4	5,8	3,9	7,0	6,0
Amsel	5,1	2,9	8,7	7,1	1,4	6,0
Star	2,7	3,8	4,3	7,1	5,3	2,7
Kohlmeise	2,5	4,6	6,1	5,7	1,4	2,5
Grünling	3,0	2,1	5,2	(1,7)	5,3	1,9
Zilpzalp	(0,5)	3,7	2,9	1,8	2,3	3,0
Feldsperling	4,0	(0,4)	(1,2)	6,4	0,3	1,2
Fitis	(1,4)	3,5	3,3	(1,5)	0,5	3,5
Rotkehlchen	(0,5)	5,1	2,5	(1,6)	1,9	1,8
Blaumeise	(0,8)	(1,6)	(2,3)	4,5	0,8	1,1
Goldammer	(0,1)	3,3	(1,6)	(1,3)	0,5	2,5
Singdrossel	(0,6)	(1,7)	(1,7)	(1,2)	0,6	3,1
Mönchsgrasmücke	(0,4)	(1,8)	2,6	(1,2)	0,6	2,3
Gartenrotschwanz	(0,5)	(1,8)	(1,7)	2,1	0,5	0,6
Feldlerche	18,0	4,2	2,5	2,2	–	3,3
Rohrammer	8,6	(1,7)	(0,7)	(1,0)	–	1,4
Kiebitz	3,2	(0,7)	(0,4)	(0,4)	–	1,6
Teichrohrsänger	(2,3)	(0,1)	(0,4)	(0,9)	–	0,7
Fasan	(1,1)	–	(0,5)	(0,3)	–	7,0
Sumpfrohrsänger	(0,2)	–	(0,3)	(1,4)	–	3,7
Schilfrohrsänger	11,4	–	–	(0,8)	–	–
Lachmöwe	–	(2,1)	–	9,3	–	–

schnepfe) großflächig die Größenordnung der Bestände häufiger Singvögel erreichen. Einige häufige Wasservögel, wie Teichuhn, Stockente und Koloniebrüter (Möwen) erreichen regional in günstigen Gebieten sehr starke Bestände (Näheres s. Abschnitt 8.3).

Die Häufigkeiten über Größenklassen sind in der Regel nicht normalverteilt. Bei Singvögeln ist der Anteil der Arten mit großen Populationen meist höher als der geringer Häufigkeiten, bei Nichtsingvögeln liegen die Verhältnisse umgekehrt. So entstehen rechts- bzw. linkssteile Verteilungskurven, die auch in dem heterogenen Material der Tab. 8.1 deutlich werden (Abb. 73). Auch großflächig sind bei manchen Gruppen der Nichtsingvögel die jeweils untersten Häufigkeitsklassen von den meisten Arten besetzt (vgl. Reichholf 1976). Dies ist eine Folge der in Kapitel 5 und 6 geschilderten Entwicklung zu unterschiedlichen Bilanzen der Ab- und Zunahme bei einzelnen Vogelgruppen.

Tab. 8.2 läßt erkennen, daß die Dominanzindizes zwischen unterschiedlichen Biotopen um mehr als das Dreifache auseinander liegen können, also sehr unterschiedliche Häufigkeitsstrukturen auftreten. Strukturreiche (und daher in der Regel auch artenreiche) Biotope tendieren zu geringen Dominanzindizes (vgl. auch Abb. 71). Die Werte in Tab. 8.2 ziegen teilweise jedoch eine starke Streuung und deuten damit an, daß die etwas willkür-

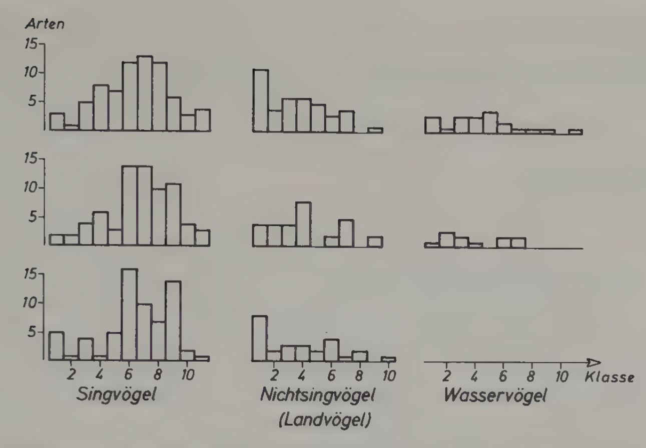


Abb. 73. Verteilung der Häufigkeitsklassen (Logarithmus zur Basis 5) von Singvögeln und Nichtsingvögeln der in Tab. 8.1 zusammengefaßten Bestandsaufnahmen (Quadrant 6,7 und 11).

Tab. 8.2. Mittlere Dominanzen der (a) beiden häufigsten Arten (= Dominanzindex Mc Naughton) und der (b) häufigsten Arten in einigen Biotopen der Kulturlandschaft ($\bar{x} \pm s$). Nur Flächen über 20 ha mit mind. 5 Arten und einer Summe von mind. 20 Ind./Paaren berücksichtigt. n = Zahl der ausgewerteten Flächen. Abgrenzung der Biotope wie Tab. 7.1. und Abb. 69.

	a	b	b/a	n
Mischwald	20,8 ± 3,0	12,1 ± 2,0	0,58	10
Laubwald	26,0 ± 4,3	15,3 ± 4,3	0,59	6
Friedhöfe	28,2 ± 10,7	15,9 ± 5,5	0,56	9
Auwald	29,0 ± 13,2	20,5 ± 13,2	0,71	5
Parkanlagen	31,1 ± 17,1	20,1 ± 15,5	0,65	8
Buchenwald	31,6 ± 18,2	18,7 ± 10,4	0,59	6
Agrarlandschaft (gemischt)	33,4 ± 9,2	22,5 ± 9,5	0,67	10
Kiefernwald	40,5 ± 12,2	26,3 ± 9,8	0,65	6
Fichtenwald	41,0 ± 11,6	27,6 ± 13,3	0,67	7
Seeufer	43,4 ± 10,5	27,3 ± 9,3	0,63	8
Feuchtwiesen	43,6 ± 20,7	28,0 ± 18,5	0,64	6
Gartenstadt	47,9 ± 12,8	31,6 ± 13,9	0,66	14
Wiesen	56,8 ± 10,3	42,0 ± 13,5	0,74	13
Dorf	65,6 ± 43,0	43,0 ± 9,5	0,66	6
Wohnblockzone	74,3 ± 10,0	56,3 ± 15,4	0,76	13
Acker	77,0 ± 11,8	63,2 ± 16,4	0,82	17

liche Zusammenfassung von Gebieten recht unterschiedlich strukturierte Flächen betrifft und/oder daß der Anteil der beiden häufigsten Arten stärker variiert als z.B. die Gesamtartenzahl oder -abundanz (s. Kap. 7). In der Regel streuen die Dominanzwerte der häufigsten Arten stärker als jene der beiden häufigsten. In den artenarmen Systemen Ackerland und Wohnblockzone konzentrieren sich die Abundanzen bereits großenteils auf eine einzige Art, deren Dominanzwert im Mittel mehr als viermal so groß wie jener

der nächsthäufigen Art sein kann. Insbesondere naturferne Systeme und Biotope in Städten scheinen hohe Dominanzen aufzuweisen, auch wenn sie als relativ artenreich einzustufen sind (z.B. Gartenstadt, vgl. Tab. 7.1, 8.2 und Abb. 71).

8.2 Rasterfrequenzen

Rasterkartierungen ermöglichen relativ rasch eine großflächige Abschätzung des Vorkommens von Vogelarten in einem Gebiet. Die Informationen nehmen innerhalb gewisser Grenzen mit abnhemender Rastergröße an Genauigkeit zu. Doch kann man unabhängig davon die Größe des Siedlungsgebietes einer Art, ihre Verteilung im untersuchten Raum und, vor allem mit Zusatzinformationen, die Häufigkeit zumindest in groben Größenklassen im gegebenen Raster abschätzen. Wie exakt die Ergebnisse sind, hängt auch bei der Rasterkartierung natürlich von der investierten Arbeit und/oder der Struktur der zu untersuchenden Landschaft ab. Ein Vergleich der beiden unlängst erschienen Brutvogelatlanten der Niederlande und der Schweiz, Gebiete mit vergleichbarer Größenordnung der Fläche, aber total verschiedener Struktur, macht die Problematik deutlich (Teixeira 1979, Schifferli u.a. 1980). Die Rasterfrequenz ist definiert als prozentualer Anteil der von einer Art besetzten Rastereinheit. Sie ist von der Wahl der Rastergröße abhängig (Näheres s. z.B. Bezzel 1979a, Bezzel & Utschick 1979). Rasterfrequenzen unterschiedlicher Kartierungen sind daher nicht unmittelbar vergleichbar. Bisher sind im wesentlichen Rasterkartierungen für Brut- bzw. Sommervögel veröffentlicht worden. Grundsätzlich läßt sich eine Rasterkartierung auch für Rastpopulationen bzw. Gastvögel durchführen, wobei allerdings die pro Raster aufgewendete Untersuchungszeit und die Wahl des Kartierungszeitpunktes von ganz besonderer Bedeutung ist, da die Aufenthaltszeiten nichtbrütender Vögel in einem Raster viel stärker variieren als bei Brutvögeln, die für bestimmte Zeit an ihren Brutplatz gebunden sind.

Von den 6 europäischen Rasteratlanten mit ausreichend feinem Raster (Tab. 8.3) weist nur die Amsel in allen 6 einen Wert unter den 10 häufigsten Rasterfrequenzen auf, Haussperling, Zaunkönig und Buchfink in je 4. Allerdings ist von diesen nur der Zaunkönig in allen untersuchten Ländern unter den 30 größten Rasterfrequenzen vertreten. In Ländern mit geringem Waldanteil (Dänemark, Großbritannien, Niederlande) zählt die Feldlerche zu den verbreitetsten Arten. Der Hausrotschwanz als Siedlungs- und Felsvogel rangiert im Alpenland Schweiz an erster Stelle. Da sein Areal nach Nordwesten bald seine Grenze erreicht, ist er in Frankreich, Großbritannien und Dänemark nicht mehr unter den 30 verbreitetsten Arten zu finden. Weitere tiergeographisch und ökologisch zu erklärende Unterschiede lassen sich aus der Tab. 8.3 unschwer entnehmen. Vieles deutet darauf hin, daß abgesehen von sehr wenigen »Allerweltsvögeln« in großen Ausschnitten der mittel- und westeuropäischen Kulturlandschaft verschiedene Arten an der Spitze der Rangfolge der Arten mit größter Verbreitung und gleichmäßigster Verteilung auftauchen. Noch fehlen jedoch entsprechende Atlanten aus sehr wesentlichen Teilen des hier behandelten Gebietes mit seinen Randlandschaften, um derartige Vergleiche weiterverfolgen zu können. Die Fortführung der in verschiedenen Ländern begonnenen und schon mehr oder weniger weit gediehenen Kartierungsprogramme wird in absehbarer Zeit das Bild abrunden können. Erst dann werden tiergeographische und großräumige ökologische Unterschiede in der Zusammensetzung der Vögel der Kulturlandschaft erkennbar.

Immerhin zeichnen sich aber schon im unvollständigen Material der Tab. 8.3 einige allgemeine Hinweise auf Vogelgruppen ab, die in der großflächigen Besiedlung der Kul-

Tab. 8.3. Rasterfrequenzen: Platzziffern der jeweils 30 verbreitetsten Arten in einigen Ländern Europas. Letzte Spalte: Anzahl der Fälle, in denen die Art Platzziffer 1 – 10 belegt.
1 = Frankreich (YEATMAN 1976); 2 = Großbritannien und Irland (SHARROCK 1977); 3 = Dänemark (DYBBRO 1976); 4 = Niederlande (TEIXEIRA 1979); 5 = Schweiz (SCHIFFERLI u.a. 1980); 6 = Bayern (BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980; a = Platzziffer 1 – 10; b = Platzziffer 11 – 30)

	1	2	3	4	5	6	1.–10.
Stockente		12	27	3			1
Turmfalke	18	12		25	17		
Rebhuhn			28	23			
Fasan			19	11			
Teichhuhn				17			
Kiebitz		29	11	6			1
Ringeltaube	27	12	10	4		b	1
Turteltaube	25						
Kuckuck	14	18	21	11	10	b	1
Mauersegler	12				22		
Grünspecht	20						
Buntspecht	24				17	a	1
Feldlerche	21	1	1	1			3
Rauchschwalbe	3	9	4	14		b	2
Mehlschwalbe	4	26	25	21	26	b	1
Gebirgsstelze					15		
Bachstelze	28	6	13	2	5		3
Baumpieper			22		17	b	
Wiesenpieper		6		18			1
Zaunkönig	9	2	20	8	1	b	4
Heckenbraunelle		9	24	19	11	b	1
Gelbspötter				19			
Gartengrasmücke			26	26	15	b	
Mönchsgrasmücke	7				28	a	1
Klappergrasmücke			29			b	
Dorngrasmücke			15	27			
Zilpzalp	19				4	a	2
Fitis		12	14	7		a	2
Wintergoldhähnchen		30			13	b	
Grauschnäpper		26					
Rotkehlchen	11	9	23		8	b	2
Gartenrotschwanz						b	
Hausrotschwanz					1	b	1
Schwarzkehlchen	22						
Misteldrossel		21			20		
Wacholderdrossel						b	
Amsel	1	3	2	5	6	a	6
Singdrossel		5	16	16	9	a	3
Schwanzmeise	26						
Haubenmeise					21		
Blaumeise	10	19		22		b	
Kohlmeise	5	24	8	15	21	b	2
Tannenmeise		30			6		1

Tab. 8.3. Rasterfrequenzen: Platzziffern der jeweils 30 verbreitetsten Arten in einigen Ländern Europas. Letzte Spalte: Anzahl der Fälle, in dem die Art Platzziffer 1 – 10 belegt. (Fortsetzung)
1 = Frankreich (YEATMAN 1976); 2 = Großbritannien und Irland (SHARROCK 1977); 3 = Dänemark (DYBBRO 1976); 4 = Niederlande (TEIXEIRA 1979); 5 = Schweiz (SCHIFFERLI u.a. 1980); 6 = Bayern (BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980; a = Platzziffer 1 – 10; b = Platzziffer 11 – 30)

	1	2	3	4	5	6	1. – 10.
Kleiber					28	a	1
Gartenbaumläufer	30						
Goldammer		31	3			b	1
Rohrammer		20	30				
Buchfink	6	12	6		3	a	4
Girlitz	30						
Grünling	16	26		28		a	1
Stieglitz	8				30	b	1
Hänfling		24	12	9			1
Gimpel					12	b	
Haussperling	2	6	4	11		a	4
Feldsperling			18	23			
Star	23	3	5	10		b	3
Eichelhäher	15				25	b	
Elster	17		17	29		b	
Dohle		21					
Rabenkrähe	13	12	9	30	13	b	1

turlandschaft bis jetzt besonders erfolgreich waren. Die Ergebnisse stimmen z.T. überein mit Überlegungen an anderen Stellen dieses Buches:

Unter den Wasservögeln schaffen es grundsätzlich nur ganz wenige Arten, die auch Kleingewässer in unmittelbarer Umgebung des Menschen besiedeln können, mit hohen Rasterfrequenzen vertreten zu sein. Neben Stockente und Teichhuhn (Tab. 8.3) könnte dies auch für das Bläßhuhn in einigen Ländern in Frage kommen. Greifvögel mit ihrem hohen Flächenbedarf (s. Abschnitt 8.3), bei vielen Arten auch geringer Populationsgröße, erreichen mit Ausnahme des auch in Siedlungsgebieten brütenden Turmfalken kaum sehr hohe Rasterfrequenzen. In waldarmen Ländern mit großen offenen Flächen können unter den Nichtsingvögeln nur solche Arten hohe Rasterfrequenzen erreichen, die sich auch auf Ackerland halten können. Dies gilt bis jetzt für Rebhuhn, Fasan (mit kräftigem Nachschub durch Aussetzungen) und als einzige Limikole für den Kiebitz. Die Ringeltaube als verbreitetster Vertreter einer auch in der Kulturlandschaft ganz allgemein erfolgreichen Vogelgruppe (Ausnahme: Hohltaube) hat in den Niederungsgebieten hohe Rasterfrequenzen, vor allem dort, wo sie auch in die Siedlungen als verbreiteter Brutvogel eingewandert ist. Als der verbreitetste (aber nicht der häufigste! s. Abschnitt 8.3) Nichtsingvogel der Kulturlandschaft kann der Kuckuck gelten. Seine Sonderstellung in Abundanz und Dispersion hängt ohne Zweifel mit dem Brutparasitismus zusammen. Spechte erreichen nur ausnahmsweise die Rasterfrequenzen häufiger baumbewohnender Singvögel.

Unter den Singvögeln weisen wenige Offenlandbrüter der Agrarlandschaft (z.B. Feldlerche), Gebüschbrüter und vor allem auch oder vorwiegend im Siedlungsbereich ver-

breitete Arten (Sperlinge, Bachstelze, Amsel, Hausrotschwanz, Grauschnäpper, Grünling, Star) hohe Rasterfrequenzen auf. Unter den typischen Höhlenbrütern sind einige Meisenarten und der Star außerordentlich erfolgreich. Ganz allgemein ist der Typ Drossel, Meise, körnerfressender Singvogel im weitesten Sinn und mittelgroßer Allesfresser in der Kulturlandschaft besonders weit verbreitet. Tab. 8.3 enthält z.B. 4 Drosselarten, 10 Ammern, Finken und Sperlinge, 4 Meisen, 4 Krähenvögel. Im gewissen Sinn gilt dies auch für kleine, nicht auf größere Baumbestände angewiesene Insektenfresser, soweit sie auch als Garten- und Parkvögel bzw. Heckenbewohner in der Agrarlandschaft in Betracht kommen, wie Grasmücken, Laubsänger, Zaunkönig, Rotkehlchen usw. Der hohe Nadelholzanteil in Waldgebieten wird durch das Auftauchen von Wintergoldhähnchen, Tannenmeise und Haubenmeise in Tab. 8.3 demonstirert.

Unter den verbreitetsten Arten einzelner Landschaftsräume, die meist mit feinerem Rastergitter kartiert worden sind (Tab. 8.4), dominieren Buchfink, Amsel, Kohlmeise, Zilpzalp u.a., in der offenen Landschaft Fasan, Feldlerche, Kiebitz, Goldammer usw. Die starke Bindung an menschliche Siedlungen bringt in diesem Material den die Dominanzskala oft anführenden Haussperling nicht an die Spitze der Rangfolge der Rasterfrequenzen. So ergeben sich mit zunehmend feinerem Rastergitter charakteristische Un-

Tab. 8.4. Rasterfrequenzen: Rangfolge der 10 verbreitetsten Arten in einigen Landschaftsräumen.
1 = Saarbrücken (HANDKE & ELLENBERG 1980), 2 = Werdenfelser Land (BEZZEL & LECHNER 1978); 3 = Donautal Linz-Enns (MAYER 1977), 4 = Bonn und Umgebung (WINK 1979): 5 = Donautal Regensburg-Straubing (Orn. Arb. gem. Ostbayern 1978); 6 = Unteres Inntal (REICHHOLF 1978); 7 = Erdinger Moos (BEZZEL & LECHNER 1976)

	1	2	3	4	5	6	7
Buchfink	1	1	2	3	5	1	5
Amsel	2	7	1	1	3	2	2
Kohlmeise	3	9	5	2	9	8	7
Zilpzalp	4	6	4	8	8	10	7
Mönchsgrasmücke	5		3		10	9	6
Zaunkönig	6	3		7		5	
Singdrossel	8	5				7	
Rotkehlchen	9	4	10				
Star	10		7	6			
Fitis					7	4	8
Fasan			6			6	4
Goldammer					4	3	1
Feldlerche					1		3
Ringeltaube				9			10
Haussperling			8	10			
Blaumeise	7			5			
Tannenmeise		1					
Heckenbraunelle		8		4			
Wintergoldhähnchen		10					
Kiebitz					2		
Kuckuck			9				
Sumpfrohrsänger					6		

terschiede zu Häufigkeitsdominanzen (Tab. 8.4; dies gilt auch für den oft fast kolonieartig brütenden Star).

Typische Koloniebrüter oder Arten mit mehr oder minder starken Konzentrationen der Nester werden durch Rasterkartierungen ihrer Neststandorte natürlich nur mit geringen Rasterfrequenzen bewertet, besonders bei groben Rastergittern. Haben solche Konzentrationen gebietsweise jedoch einen weiten Radius des brutzeitlichen Nahrungsgebietes (wie z.B. bei Schwalben und Seglern), kann eine Rasterkartierung nahrungssuchender Brutvögel den Lebensraumanspruch solcher Arten abstecken. Derartige Werte, die z.B. auch für Einzelpaare mit großen Territorien wichtig sind (z.B. große Greifvögel), geben die wahre Verbreitung der Sommervögel zur Brutzeit im Vergleich zu territorialen Vögeln mit kleinen Territorien weit unter Rasterflächengröße besser wieder als lediglich die Kartierung der Neststandorte. Versuche, den Siedlungsraum solcher Arten in einer Landschaft abzustecken, wurde z.B. im Werdenfelser Land unternommen. Bei Rauchschwalbe, Mehlschwalbe und Mauersegler verhalten sich z.B. die Rasterfrequenzen des Nahrungsgebietes ganz ähnlich wie jene für die Brutplätze (Bezzel & Lechner 1978, Bezzel & Utschick 1979). Unter Berücksichtigung dieser Überlegungen würden wahrscheinlich noch einige weitere Arten an das vordere Ende der Rangordnung der Rasterfrequenzen treten.

8.3 Abundanzen von Sommervögeln

8.3.1 Allgemeine Bemerkungen

Unter Abundanz versteht man die Anzahl von Individuen oder Paaren pro Flächeneinheit, in der Regel bezogen auf 10 oder 100 ha. Rasterfrequenzen lassen nur bei relativ gleichförmig verteilten Vogelarten ohne Zusatzinformationen Schlüsse auf die Abundanz zu. Nach übereinstimmenden Feststellungen aus verschiedenen Gebieten (z.B. Bezzel & Utschick 1979, Blana 1980) ist damit zu rechnen, daß von Ausnahmen abgesehen Rasterfrequenzen mit Bestandsgrößen bei verbreiteten Vogelarten (Rasterfrequenz über 25) recht gut übereinstimmen (vgl. Abschnitt 8.3.2). Unter Berücksichtigung des Verteilungsmodus und der in Abschnitt 8.3.3 angestellten Überlegungen lassen sich hier wohl noch weitergehende Übereinstimmungen feststellen.

Andererseits liegen von vielen Arten Abundanzwerte nur für kleine Flächen vor. Weitaus der größte Teil der »Siedlungsdichte-Untersuchungen« aller kleinen und mittelgroßen Arten einer Kontrollfläche stammen von Flächen unter 30 ha, viele sogar von Flächen unter 20 oder 10 ha. Bei Aufnahmen wesentlich größerer Flächen handelt es sich meist um einfach strukturierte Biotope (Feld, Wiese) oder um Angaben von Beständen einzelner, meist seltener oder auffälliger Arten. Für häufige Arten gibt es kaum eingehende Erhebungen auf Siedlungsflächen von 100 ha oder mehr. Wie viele Buchfinken, Amseln oder Heckenbraunellen auf Flächen dieser Größenordnung leben, wurde kaum jemals eingehend untersucht; häufig handelt es sich um Hochrechnungen aus Teilflächenerhebungen. Gezielte Einzelstudien befassen sich meist mit größeren oder dünner siedelnden Arten. Andererseits nehmen Versuche zu, den Bestand bedrohter oder leicht zu ermittelnder Arten in großen Landschaftsräumen oder gar auf Länderflächen zu ermitteln, so daß Größenordnungen der Bestände bekannt sind. Einige Ergebnisse stellt Anhang 6 zusammen. Meist errechnen sich für Großvogelarten oder aus ökologischen Gründen seltene Kleinvögel nur sehr geringe mittlere Abundanzen.

Für häufige Arten sind Abundanzen auf größeren Flächen meist mehr oder minder genaue Schätzwerte, die vor allem bei Erhebungen aller Arten auf reich strukturierten Probeflächen mit Fehlern behaftet sind.

8.3.2 Der Brutvogelatlas der Niederlande

Im Brutvogelatlas der Niederlande (Teixeira 1979), einem Land mit vergleichsweise geringer landschaftsräumlicher Gliederung und überschaubarer Größe für Hochrechnungen, wurden zusammen mit den Rasterkarten Schätzungen der Gesamtpopulation jeder Brutvogelart des Landes publiziert, die für die einzelnen Arten natürlich unterschiedlich genau sind. Unter Vorbehalt läßt sich daher die Beziehung zwischen Rasterfrequenzen und Abundanz untersuchen (Tab. 8.5).

Ganz allgemein tendieren weit verbreitete Arten auch zu hohen Abundanzen in den von ihnen besiedelten Gebieten. Es gibt aber charakteristische Ausnahmen von dieser Regel. Sehr weit verbreitet und sehr häufig ist mit weitem Abstand der Haussperling gefolgt von Feldlerche, Ringeltaube, Amsel, Star und Feldsperling. Unter den sehr weit verbreiteten Singvögeln weisen dagegen auffallend niedrige Abundanzen z.B. Bachstelze, Grünling, Mehlschwalbe, Hänfling, Gelbspötter, Garten- und Dorngrasmücke auf. Dies kann mit der Bevorzugung bestimmter, auf den Rasterflächen jeweils nur einzeln auftretender, insgesamt aber im Land weit verbreiteter Strukturen zusammenhängen. Für Gebüsch- und Heckenbrüter der erwähnten Arten, aber auch für die Mehlschwalbe außerhalb geschlossener Siedlungen, kann diese Erklärung schlüssig sein. Die Bachstelze scheint in dieser Reihe aber eine Ausnahme zu bilden. Sie ist mit ihrer Rasterfrequenz der Feldlerche, die an erster Stelle steht, durchaus zu vergleichen, siedelt aber in viel geringerer Abundanz. Diese Eigenschaft, in der Kulturlandschaft ein sehr großes Areal in relativ gleichförmiger Verteilung mit niedriger Abundanz zu besiedeln, scheint ein Charakteristikum der Bachstelze auch in anderen Teilen Mitteleuropas zu sein. Hohe Rasterfrequenzen und im Vergleich dazu abnorm niedrige Abundanzen ist auch für den Kuckuck sehr typisch (vgl. Seite 151).

Noch weitere offenbar ganz allgemein für die mitteleuropäische Kulturlandschaft charakteristische Abundanzverhältnisse sind der Übersicht in Tab. 8.5 zu entnehmen, auf die wir z.T. noch weiter unten eingehen. Beispiele: Die schilfbewohnenden Rohrsänger tendieren in den jeweiligen Gruppen der Rasterfrequenzen zu relativ hohen Abundanzen (Teich-, Schilf-, Drosselrohrsänger) und leiten damit gewissermaßen zu Koloniebrütern über. Am extremsten ausgebildet sind hohe Abundanzen in Verbindung mit sehr geringen Rasterfrequenzen bei koloniebrütenden Wasservögeln, in erster Linie Meeresvögel. Bei koloniebrütenden Landvögeln (z.B. Dohle, Saatkrähe, Mehlschwalbe, Uferschwalbe) ist diese Tendenz wesentlich schwächer entwickelt. Hier sind offenbar meist kleinere Konzentrationen gleichmäßiger über das Land verteilt. Greifvögel und Eulen weisen als Endglieder von Nahrungsketten unabhängig von Rasterfrequenzen grundsätzlich sehr niedrige Abundanzen auf.

Auch feinere Unterschiede lassen sich erkennen. Kohl- und Blaumeise gehören beide der gleichen Größenordnung der Rasterfrequenzen an, scheinen aber deutliche Unterschiede in ihren mittleren Abundanzen aufzuweisen. Die Tannenmeise ist zwar weniger weit verbreitet, siedelt aber dichter als die Weidenmeise. Die Haubenmeise zeigt wiederum ähnliche Dichte wie die Tannenmeise, weist aber eine geringere Rastfrequenz auf, während die zwischen Hauben- und Tannenmeise liegende Sumpfmeise die geringste Siedlungsdichte aller *Parus*-Arten besitzt.

Ökologisch zu interpretieren ist das allgemeine Zurücktreten typischer Baum- und

Tab. 8.5. Rasterfrequenzen und Abundanzen der Brutvögel der Niederlande im 5 X 5 km Gitternetz bezogen auf den jeweils besiedelten Flächenanteil (Daten errechnet nach TEIXEIRA 1979)

Rasterfrequenz	Abundanz („Paar"/100 km²)	
90 - 99	> 2000:	Haussperling
	1000 - 2000:	Feldlerche, Ringeltaube, Amsel, Star, Feldsperling
	500 - 1000:	Stockente, Fitis, Zaunkönig, Kohlmeise
	250 - 500:	Kiebitz, Rauchschwalbe, Singdrossel, Heckenbraunelle, Blaumeise
	100 - 250:	Bachstelze, Hänfling, Fasan, Teichhuhn, Mehlschwalbe, Rebhuhn, Gartengrasmücke, Dorngrasmücke, Grünling, Elster
	50 - 100:	Wachtelkönig, Gelbspötter, Rabenkrähe
	10 - 50:	Kuckuck, Turmfalke
	< 10:	-
80 - 89	1000 - 2000:	-
	500 - 1000:	-
	250 - 500:	Zilpzalp, Rotkehlchen, Uferschnepfe
	100 - 250:	Austernfischer, Buchfink, Dohle, Türkentaube, Bläßhuhn, Mönchsgrasmücke
	50 - 100:	Rohrammer, Schafstelze, Grauschnäpper, Turteltaube, Sumpfrohrsänger
	10 - 50:	Waldohreule
	< 10:	
70 - 79	500 - 1000:	-
	250 - 500:	-
	100 - 250:	Gartenrotschwanz, Teichrohrsänger, Eichelhäher, Mauersegler, Gartenbaumläufer
	50 - 100:	Misteldrossel, Rotschenkel
	10 - 50:	Klappergrasmücke, Hohltaube
	< 10:	
60 - 69	200 - 500:	-
	100 - 250:	-
	50 - 100:	Weidenmeise, Schwanzmeise
	10 - 50:	Buntspecht, Pirol, Steinkauz, Hausrotschwanz, Löffelente, Bekassine
	< 10:	-
50 - 59	100 - 250:	-
	50 - 100:	Schilfrohrsänger, Goldammer, Baumpieper
	10 - 50:	Nachtigall, Krickente, Reiherente, Höckerschwan
	< 10:	Knäkente, Baumfalke
40 - 49	100 - 250:	Tannenmeise, Wintergoldhähnchen
	50 - 100:	-
	10 - 50:	Brandgans, Grünspecht, Stieglitz, Trauerschnäpper, Haubentaucher, Schwarzkehlchen, Brachvogel, Gimpel

Tab. 8.5. Rasterfrequenzen und Abundanzen der Brutvögel der Niederlande im 5 X 5 km Gitternetz bezogen auf den jeweils besiedelten Flächenanteil (Daten errechnet nach TEIXEIRA 1979) (Fortsetzung)

Rasterfrequenz	Abundanz („Paar"/100 km²)	
40 - 49	< 10:	Steinschmätzer, Zwergtaucher, Schleiereule, Mäusebussard
30 - 39	1000 - 2000:	Lachmöwe
	500 - 1000:	–
	250 - 500:	–
	100 - 250:	Haubenmeise
	50 - 100:	Graureiher, Flußseeschwalbe
	10 - 50:	Wasseralle, Sumpfmeise, Waldkauz, Uferschwalbe, Haubenlerche, Waldlaubsänger, Feldschwirl, Schwarzspecht, Kleiber
	< 10:	Braunkehlchen, Sperber
20 - 29	250 - 500:	–
	100 - 250:	Saatkrähe
	50 - 100:	Säbelschnäbler
	10 - 50:	Kleinspecht, Waldschnepfe, Tafelente, Drosselrohrsänger, Kampfläufer, Rohrschwirl, Trauerseeschwalbe, Sommergoldhähnchen
	< 10:	Rohrweihe, Eisvogel, Wachtel, Flußregenpfeifer, Sumpfohreule, Rohrdommel, Heidelerche
10 - 19	250 - 500:	–
	100 - 250:	–
	50 - 100:	–
	10 - 50:	Kernbeißer, Bartmeise, Blaukehlchen, Seeregenpfeifer
	< 10:	Grauammer, Schnatterente, Habicht, Sandregenpfeifer, Wespenbussard, Nachtschwalbe
<10 (Auswahl)	1000 - 2000:	Silbermöwe, Heringsmöwe
	500 - 1000:	Brandseeschwalbe
	250 - 500:	Sturmmöwe
	50 - 100:	Küstenseeschwalbe
	10 - 50:	Birkenzeisig, Girlitz, Purpurreiher, Zwergseeschwalbe, Löffler
	< 10:	Wachtelkönig, Neuntöter, Kornweihe, Wacholderdrossel, Tüpfelsumpfhuhn, Wendehals, Spießente, Zwergdommel, Gebirgsstelze, Raubwürger, Wiesenweihe, Ortolan, Brachpieper

Waldvögel gegenüber Offenlandbrütern, darunter auch Limikolen, in der Brutvogelfauna der Niederlande. Mit der unmittelbaren Nähe der Arealgrenzen sind wohl die relativ niedrigen Abundanzen von Hausrotschwanz, Wacholderdrossel, Girlitz, Sommergoldhähnchen (z.B. im Vergleich zu Wintergoldhähnchen!) u.a. zu erklären. Derartige Werte sind für andere Teile der mitteleuropäischen Kulturlandschaft nicht charakteristisch.

8.3.3 Abundanz und Flächengröße

Aus der Übersicht der relativ gut untersuchten Brutvogelfauna der Niederlande ist als allgemeines Ergebnis abzuleiten, daß auch zwischen Arten gleicher Körpergröße, ähnlicher Lebensweise und Verbreitung unterschiedliche Abundanzen auftreten, unabhängig von der Biotopstruktur. Diese Erscheinung läßt sich auch durch Stichproben aus anderen Flächen bestätigen. So werden z.B. von Sumpfmeise, Weidenmeise, Haubenmeise nach Auswertung vieler Hunderter von Einzeldaten auch auf scheinbar optimalen Flächen mit relativ hohen Abundanzen nirgends solche Werte erreicht, wie sie z.B. für die Kohlmeise höchstens als durchschnittlich zu werten sind. Bachstelze, Schwanzmeise, Grauschnäpper, Gelbspötter sind weitere Beispiele für Arten, deren Abundanz weitgehend unabhängig von der Flächengröße und der geographischen Lage des Untersuchungsgebietes in Mitteleuropa kaum die Werte vergleichbarer Arten erreicht und mit geringer Streuung immer relativ niedrig liegt. Umgekehrt bilden z.B. Rohrsänger einen Singvogeltyp, der kleinflächig hohe Siedlungsdichte erreichen kann, aber als Habitatspezialist mit sehr ungleichmäßiger und auf wenige Stellen konzentrierter Verbreitung großflächig in der Regel niedrigere Abundanzen aufweist.

Offenbar gibt es also unterschiedliche Verteilungstypen auch bei mehr oder minder territorialen Vogelarten, die nicht in Kolonien brüten und deren individueller Platzbedarf, gemessen an der Brutreviergröße, grob gesehen etwa in der selben Größenordnung liegt. Nur in relativ seltenen Fällen wird es möglich sein, wie im Falle der Niederlande, die Dispersion mit Hilfe von Rasterkarten und Abundanzschätzungen direkt miteinander vergleichen zu können.

Ein anderer Ansatz ist der unmittelbare Vergleich möglichst vieler Abundanzwerte, z.B. »Paare« oder Reviere/pro 100 ha, die für die einzelnen Arten auf unterschiedlichen Flächen ermittelt wurden. Über 25000 Einzeldaten aus Mitteleuropa für Flächengrößen von wenigen bis über 10000 ha zeigen für alle Arten, daß bis zu einer bestimmten Obergrenze die Abundanz eine Funktion der Flächengröße ist. Sie entspricht einer nichtlinearen Regression und kann für alle Arten am besten durch die Exponentialfunktion

$$y = a x^b$$

beschrieben werden, wobei y der Abundanz (n/100 ha, bei Greifvögeln n/100 km^2) entspricht, x der Größe der Probefläche in ha. Durch Logarithmieren erhält man folgende Funktionsgleichung, aus der sich y einfach mit Hilfe eines Taschenrechners ermitteln läßt (log = dekadischer Logarithmus):

$$\log y = \log a + b(\log x).$$

a bezeichnet den Punkt, an dem die Kurve die Ordinate schneidet. Die Form der Kurve im nichtlogarithmischen Koordinatensystem zeigt Abb. 74 für drei Singvogelarten. Im doppelt logarithmischen Koordinatensystem nimmt die Kurve die Form einer Geraden an; der Exponent b wird zum Regressionskoeffizienten. Da die Abundanz mit zunehmender Flächengröße abnimmt, ist $b < 0$. Die Konstanten a (bzw. log a) und b wurden aus zahlreichen Abundanzermittlungen und Schätzungen für eine Reihe von Arten errechnet (Anhang 7). Das Beispiel einer graphischen Auswertung zeigt Abb. 75.

Als allgemeines Ergebnis dieser Berechnungen ist festzuhalten: Die auf Kontrollflächen ermittelten Abundanzen (n/100 ha) nehmen in den untersten Größenordnungen der Fläche sehr stark mit der Flächengröße ab. Diese Abnahme wird rasch geringer; ab einer bestimmten Flächengröße ist die Änderung der Abundanzwerte nur noch sehr geringfügig. Zieht man jedoch die errechnete Kurve weiter bis in den Bereich sehr großer Flä-

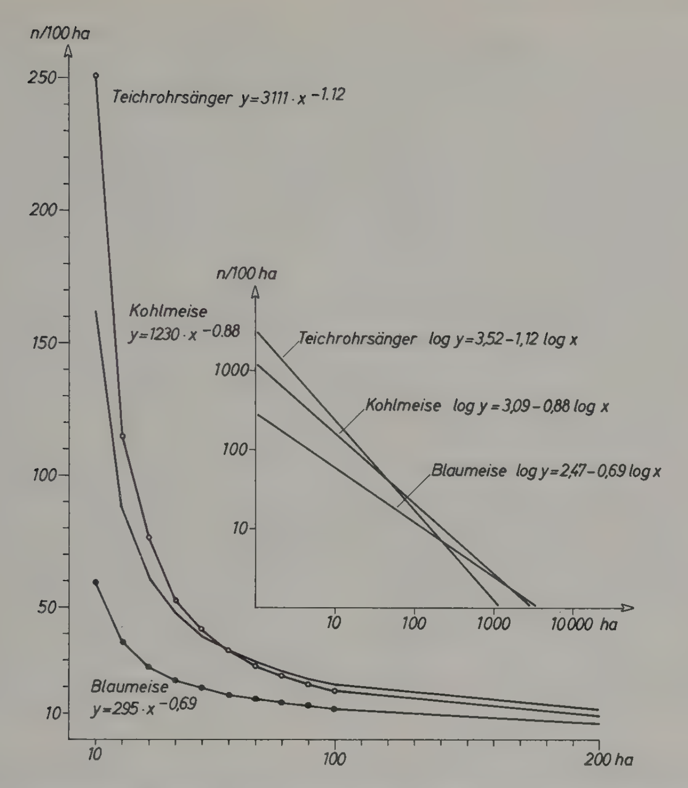


Abb. 74. Abnahme der Abundanzen (Paar/100 ha) mit der Größe der Probefläche bei 3 Singvogelarten (s. Anhang 7) in nichtlogarithmischer und doppeltlogarithmischer Darstellung.

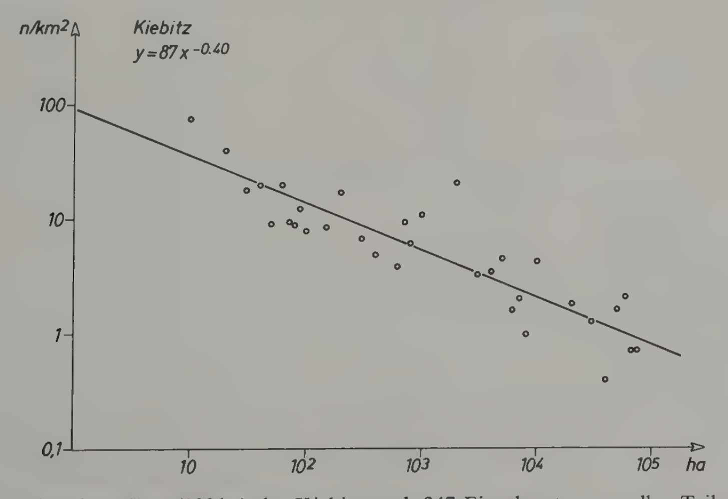


Abb. 75. Abundanz (Paar/100 ha) des Kiebitz nach 247 Einzelwerten aus allen Teilen Mitteleuropas. Kreise = Mittelwerte für Probeflächen gleicher Größenordnung.

chen (für territoriale Kleinvögel etwa 1000 ha und größer), erhält man Abundanzwerte, die in der Regel mit der Wirklichkeit nicht mehr übereinstimmen und bis in die Größenordnung der Faktoren 8 bis 10 zu niedrig liegen. Das deutet daraufhin, daß ab einem bestimmten Grenzwert der Abundanzwert nicht mehr von der Flächengröße abhängt und/oder zumindest Flächengröße und Abundanz nicht mehr der ermittelten Beziehung folgen. Die pro Art jeweils wenigen und noch dazu von Schätzungsungenauigkeiten belasteten Abundanzwerte für sehr große Flächen im Bereich von 10^3 bis 10^5 ha lassen in der Regel keine Abnahme mit der Flächengröße erkennen (Einzelheiten s. unten). An geeignetem Material wäre dies aber noch zu prüfen.

Der starke Einfluß, den die Flächengröße auf Abundanzwerte im Bereich unterer Größenklassen (bei Kleinvögeln meist unter 50 bis 100 ha) aufweist, ist durch verschiedene Einflüsse zu erklären, z.B.:

1. Bei sehr kleinen Flächen bedeutet die kleinste gemessene Einheit, nämlich 1 Paar bzw. Revier, bereits eine hohe Abundanz, wobei meist nicht geklärt wird, ob diese Einheit voll der Kontrollfläche zuzuordnen ist.

2. Bei kleinen Flächen ist mit einer überhöhten Abundanz durch den Randeffekt zu rechnen. Die Zahl der Paare, die nur Teilsiedler sind, ist in der Regel höher als bei großen Flächen. Genaue Abundanzwerte müßten durch Feststellung der Revierbruchteile einzelner Paare ermittelt werden, die auch Flächenanteile außerhalb nutzen. Ganz allgemein wächst mit abnehmender Flächengröße Anteil und Einfluß der unmittelbaren Umgebung an der Abundanz der Probefläche.

3. Sowohl bei dicht siedelnden, großräumig aber ungleich verteilten Arten, als auch bei sehr lückig in Einzelpaaren verteilten Arten werden bei kleinen Kontrollflächen die nicht besiedelten Räume nicht in entsprechendem Umfang erfaßt, da nur positive Ergebnisse gewertet werden. Der Extremfall dadurch überhöhter Abundanzen tritt bei koloniebrütenden oder sozial nistenden Arten ein.

4. Aus dem selben Grund geben Mittelwerte oder Summen von Abundanzen kleinerer Kontrollflächen zu hohe Werte, wenn nichtbesiedelte Flächen nicht systematisch mit einbezogen werden. In den Mittelwerten großer Kontrollflächen sind dagegen oft nicht besiedelte Anteile erheblicher Größenordnungen mit einbezogen.

Daraus folgt, daß die auf Kontrollflächen unterschiedlicher Größe ermittelten Abundanzen nicht ohne Vorbehalte miteinander verglichen werden können. Gerade im Bereich der üblichen Größe von Kontrollflächen bei Siedlungsdichte-Untersuchungen gehen in solchen Vergleichen systematische Fehler ein. Bei planmäßiger Auswahl der Kontrollflächen fallen einzelne der Vorbehalte weg, doch ist zu beachten, daß bei Erfassung aller oder des größten Teiles der Arten einer Fläche die gewählte Flächengröße sehr unterschiedlich ins Gewicht fällt und selbst bei Kleinvögeln artspezifische Unterschiede des Platzanspruches und der Siedlungsweise zu beachten sind (s. Abschnitt 8.3.2).

Mit zunehmender Flächengröße werden die vorgenannten Einflüsse auf die Abundanz geringer bis ein Grenzwert erreicht wird, an dem die Flächengröße offenbar den Abundanzwert nicht mehr beeinflußt oder/und Fragen der Strukturiertheit der Fläche die entscheidende Rolle spielen. Der Einfluß der Struktur und des Requisitenangebotes, der natürlich auch bei Kleinflächen vorhanden ist, wird auf kleinen Ausschnitten vom Effekt der Flächengröße überlagert. Da großflächige Abundanzaufnahmen für viele Arten fehlen und für andere nur bei geringen Populationsstärken durchgeführt oder Populationsgrößen geschätzt wurden, ist noch kaum anzugeben, ab welchem Wert die Abundanzwerte sich nur noch unerheblich mit der Flächengröße ändern, also zwischen groß- und kleinflächig ermittelten Abundanzen zu unterscheiden ist. Mit Sicherheit ist allerdings der Grenzwert art- bzw. gruppenspezifisch. Für viele Kleinvögel dürfte er schon bei etwa

500 bis 1000 ha erreicht werden. Die in Tab. 8.6 zusammengestellten Größenordnungen mittlerer Abundanzen auf Flächen von 1000 bis 10000 ha für kleine und mittelgroße Singvögel liegen trotz erheblicher Streuung der meist nur wenigen Einzelwerte, von ganz wenigen Ausnahmen (z.B. Misteldrossel, Wacholderdrossel) abgesehen, deutlich über dem nach der vorstehenden Funktion errechneten Wert. Damit ist gezeigt, daß in diesem Bereich keine Abnahme der Abundanz mit der Flächengröße mehr stattfindet, die der aufgestellten Beziehung entspricht. Für viele mittelgroße Nichtsingvögel ist der Grenzwert sehr viel höher anzusetzen (vgl. z.B. Kiebitz, Abb. 75). Dies gilt ganz besonders für Greifvögel. Hier wird er wohl in der Größenordnung von 10^4 ha und mehr liegen. Arten, die zu geklumpter Verbreitung und Verteilung neigen, oder gar ausgesprochene Koloniebrüter werden erst bei sehr großen Flächen nicht mehr flächenabhängige Abundanzänderungen zeigen. Bei extremen Koloniebrütern ist natürlich die Errechnung mittlerer Abundanzen über große Flächen ohnehin müßig, da man hier besser mit absoluten Populationsgrößen arbeitet.

Mit Hilfe der aufgestellten Beziehungen lassen sich Abundanzen für kleinere Flächen als flächenbereinigte spezifische Abundanzen normen und damit von der Flächengröße unabhängige Vergleiche durchführen gerade in dem Größenbereich, für den durch die zahlreichen quantitativen Bestandserhebungen viel Material vorliegt (s. Abschnitt 8.3.6), ferner die Siedlungsweisen von Brutvögeln vergleichend beschreiben und damit auch die Frage des Minimalareals beständiger Populationen klären helfen. Letztere Frage ist vor allem für sinnvollen Artenschutz von entscheidender Bedeutung. Die bisherigen zahlreichen Abundanzwerte für einzelne Vogelarten verwirren das Bild eher als daß sie gerade zu dieser Frage Klarheit vermitteln.

Ganz allgemein gilt: Arten mit hohem a-Wert neigen zu starken Konzentrationen und können daher auf kleinen Flächen hohe Abundanzen erreichen. Sie zählen zu den Vögeln,

Tab. 8.6. Größenordnungen der Mittelwerte aufgenommener bzw. geschätzter Abundanzen auf Flächen von 1000 bis 10000 ha für einige Singvögel aus verschiedenen Teilen der mitteleuropäischen Kulturlandschaft („Paare" bzw. „Reviere").

n/100 ha	
> 20 :	Star
10 – 15 :	Feldlerche
8 – 8,99:	Rotkehlchen
6 – 6,99:	Kohlmeise, Schilfrohrsänger, Rauchschwalbe
5 – 5,99:	Wiesenpieper
4 – 4,99:	Amsel
3 – 3,99:	Baumpieper, Mönchsgrasmücke, Gartengrasmücke, Rohrammer
2 – 2,99:	Teichrohrsänger, Sumpfrohrsänger, Singdrossel, Wacholderdrossel, Nachtigall, Gartenrotschwanz, Mehlschwalbe, Dorngrasmücke
1 – 1,99:	Blaumeise, Bachstelze, Haubenlerche, Zaunkönig, Braunkehlchen, Heckenbraunelle, Zilpzalp, Fitis, Klappergrasmücke, Grauschnäpper, Kuckuck
0,5 – 0,99:	Sumpfmeise, Weidenmeise, Drosselrohrsänger, Schafstelze, Neuntöter, Feldschwirl, Gelbspötter, Blaukehlchen, Pirol
0,1 – 0,49:	Misteldrossel, Steinschmätzer, Gartenbaumläufer, Gebirgsstelze, Rohrschwirl
<0,1 :	Raubwürger

deren Schutz mit der Sicherung von Reservaten und mit dem Instrument des Flächenschutzes sinnvoll betrieben werden kann. Arten mit niedrigen a-Werten erreichen dagegen auch in besonders günstigen Biotopkombinationen in der Regel keine hohen Abundanzen auf begrenzten Flächenausschnitten. Sie sind mit der Ausweisung und Sicherstellung von Schutzgebieten in der Regel nur bedingt zu schützen, weil in der üblichen Größe der heute in der Kulturlandschaft noch möglichen Ausweisung von Schutzgebieten keine überlebensfähigen Populationen erfaßt werden. Für sie gilt, besondere Strukturen und Strukturkombinationen als Netz von Stützpunkten einer Landschaft zu erhalten bzw. die Brutplätze von Einzelpaaren zu sichern und zu überwachen. Ein hoher Wert der negativen Konstante b deutet auf ungleichmäßige Verteilung der Art auf größeren Flächen hin; die Abundanz nimmt mit der Flächengröße sehr stark ab. Die Abnahme ist vor allem nicht nur auf die alleruntersten Größenordnungen der Skala der Flächengrößen beschränkt. Hohe a- und niedrige b-Werte kennzeichnen also Arten, die mitunter durch relativ kleine Reservate bereits wirkungsvoll geschützt werden können, die aber andererseits auch durch lokale Eingriffe und Veränderungen hoher potentieller Gefährdung über große Gebiete ausgesetzt sind. Für Bestandsschätzungen durch Hochrechnung und für Vergleiche von Abundanzunterschieden sind quantitative Ergebnisse von kleinen Kontrollflächen wenig geeignet, da mit hohen von der Wahl der Flächengröße abhängigen Unterschieden und dadurch Fehlern zu rechnen ist. Demgegenüber deuten hohe b-Werte auf relativ gleichförmige Verteilung der Brutpaare hin. Die Abnahme der Abundanz mit der Flächengröße ist auch in den unteren Größenklassen der Fläche recht gering und erreicht in der Regel schon bald vernachlässigbare Größenordnungen. Abundanzvergleiche und Hochrechnungen sind daher auch mit Abundanzwerten von kleineren Flächen schon recht gut möglich (Einzelheiten zu den Arten s. Anhang 7).

Abb. 76 und 77 zeigen, daß beide Größen bis zu einem gewissen Grade miteinander korreliert sind, also Arten mit hoher Abundanz auf kleinen Flächen auch Tendenz zu rascher Abnahme der Abundanz mit der Flächengröße zeigen. Doch sind innerhalb jeweiliger Größenordnungen Unterschiede erkennbar. Unter den Singvögeln (Abb. 76) bildet die herausfallende Ausnahme der Haussperling (31), der abseits der Punkteschar im Vergleich zu seiner hohen Siedlungsdichte einen abnorm hohen b-Wert aufweist. In abgeschwächter Form zeigen ähnliches Verhalten auch andere in Siedlungen verbreitete Arten, wie Amsel (7), Kohlmeise (8), Buchfink (13), Blaumeise (28), Rauchschwalbe (33), Bachstelze (38). Ja selbst Koloniebrüter, wie Dohle (4) und Star (5), tendieren zu hohen b-Werten im Vergleich zur jeweiligen Abundanzgruppe, also gleichmäßiger Verteilung. Kohlmeise, Blaumeise und Buchfink sind gleichzeitig diejenigen typischen Baumvögel mit relativ geringster Abundanzabnahme pro Fläche; der Buchfink als Freibrüter nimmt hier eine ausgesprochene Sonderstellung ein, da für ihn die im Kulturland weit verbreitete Förderung durch Nistkästen ja nicht zutrifft. Kein anderer freibrütender Baumvogel hat eine so gleichförmige hohe Abundanz in der Kulturlandschaft. Im allgemeinen liegen typische Baumbrüter unabhängig von der Siedlungsdichte auf kleinen Flächen in ihren b-Werten über Boden- und Gebüschbrütern des offenen Landes, wobei auch Arten mit sehr geringer mittlerer Abundanz auf großen Flächen einen überraschend hohen a-Wert aufweisen (extrem Weidenmeise [17], Kernbeißer [19]). Typisch für Offenlandbrüter mit relativ niedrigem Anfangspunkt a sind z.B. Baumpieper (24), Feldlerche (30), Grauammer (64); für Gebüschbrüter können Zilpzalp (27), Fitis (29), Rotkehlchen (32) und Hänfling (63) als charakteristische Beispiele gelten. Die Wacholderdrossel (62) hat als Gehölzbrüter überwiegend in offenem Land für einen sozial brütenden Vogel einen abnorm geringen a-Wert (möglicherweise an größerem Material noch zu überprüfen). Habitatspezialisten wie Teichrohrsänger (1), Schilfrohrsänger (3), Drosselrohrsänger (9), aber

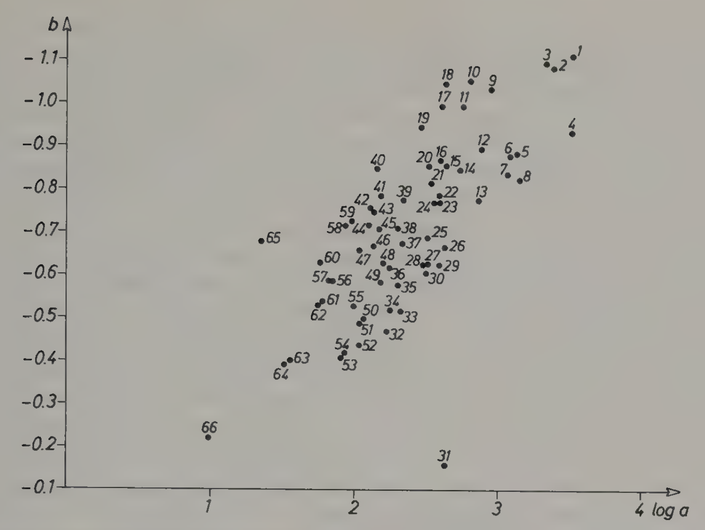


Abb. 76. Werte für log a und b der Abundanz einiger Singvögel (s. Anhang 7) gemäß $y = a x^b$.

1 = Teichrohrsänger
2 = Grünling
3 = Schilfrohrsänger
4 = Dohle
5 = Star
6 = Kohlmeise
7 = Amsel
8 = Mehlschwalbe
9 = Drosselrohrsänger
10 = Gelbspötter
11 = Stieglitz
12 = Trauerschnäpper
13 = Buchfink
14 = Singdrossel
15 = Tannenmeise
16 = Nachtigall
17 = Weidenmeise
18 = Steinschmätzer
19 = Kernbeißer
20 = Sommergoldhähnchen
21 = Elster
22 = Sumpfrohrsänger
23 = Goldammer
24 = Heckenbraunelle
25 = Gartengrasmücke
26 = Rohrammer
27 = Zilpzalp
28 = Blaumeise
29 = Fitis
30 = Feldlerche
31 = Haussperling
32 = Rotkehlchen
33 = Rauchschwalbe
34 = Baumpieper
35 = Mönchsgrasmücke
36 = Dorngrasmücke
37 = Kleiber
38 = Wintergoldhähnchen
39 = Hausrotschwanz
40 = Waldbaumläufer
41 = Sumpfmeise
42 = Feldschwirl
43 = Grauschnäpper
44 = Haubenmeise
45 = Gartenbaumläufer
46 = Schafstelze
47 = Klappergrasmücke
48 = Gartenrotschwanz
49 = Zaunkönig
50 = Waldlaubsänger
51 = Girlitz
52 = Wacholderdrossel
53 = Feldsperling
54 = Wiesenpieper
55 = Braunkehlchen
56 = Mistdrossel
57 = Gimpel
58 = Bachstelze
59 = Pirol
60 = Schwanzmeise
61 = Rabenkrähe
62 = Neuntöter
63 = Hänfling
64 = Grauammer
65 = Gebirgsstelze
66 = Eichelhäher.

offensichtlich auch Gelbspötter (10) führen die Skala der a- und negativen b-Werte an. Den Steinschmätzer (18) als Bodenbrüter würde man in dieser Gruppe nicht erwarten; möglicherweise sind seine Werte eine Folge des geringen und meist nur kleinflächigen Angebots an Ödländern in der heutigen Kulturlandschaft. Für die Gebirgsstelze (65) mit allerdings sehr geringer Siedlungsdichte gilt eine ähnliche Sonderstellung. Grünling (2) und Stieglitz (11) sind außerordentlich ungleichmäßig verteilt. Vielleicht kann das auch als Charakteristikum der Siedlungsweise anderer Carduelinen gelten, denn auch Zeisig und Birkenzeisig deuten ähnlichen Verteilungsmodus bei hoher Abundanz auf kleinen Flä-

chen an, ohne daß die wenigen Einzelwerte eine Berechnung der Kurve zulassen. Auffallend niedrige Siedlungsdichte bei recht gleichförmiger Verteilung über die großen Waldgebiete zeigt der Eichelhäher. Hier handelt es sich aber möglicherweise um eine Art, über die bisherige Abundanzermittlungen ein noch recht unvollkommenes Bild zeigen. Dies ist umso erstaunlicher, da in Jagd- und manchen Vogelschutzkreisen der Eichelhäher als außerordentlich häufig bezeichnet wird. Die bisherigen Ergebnisse bestätigen diese Annahme nicht.

Für Nichtsingvögel ließen sich nur für einige verbreitetere Arten Beispiele berechnen (Abb. 77). Greifvögel (Anhang 7) und Eulen weisen ausgesprochen niedrige Siedlungsdichten auf. Spechte als extreme Baumvögel haben erwartungsgemäß niedrige b-Werte bei relativ hohen Anfangswerten. Eine gewisse Ausnahme bildet der Buntspecht (14), der am gleichmäßigsten aus der Ordnung verbreitet ist. Mauersegler (4) und Türkentaube (12) entsprechen mit vergleichsweise hohen b-Werten dem Bild der Siedlungsfolger. Tauben (gewisse Ausnahme Hohltaube) erreichen bei hohem b-Wert großflächig relativ hohe Abundanzen. Der Kiebitz (13) entspricht dem Bild der Agrarlandschaften großflächig besiedelnder Singvögel. Bei den drei in der Kulturlandschaft verbreiteten Wasservogelarten, Teichhuhn (3), Stockente (5), Bläßhuhn (22) fällt übereinstimmend auf, daß sich der b-Wert auf die Wasserfläche bezogen verringert, bei dem am engsten an die Uferzone gebundenen Teichhuhn am stärksten. Der Haubentaucher (11) als ausgesprochener Nutzer der Wasserfläche, zeigt dagegen einen sehr hohen b-Wert wiederum im krassem Gegensatz zum Zwergtaucher, der sich vor allem auf Kleingewässer und in dicht bewachsenen Verlandungszonen auf engem Raum konzentrieren kann.

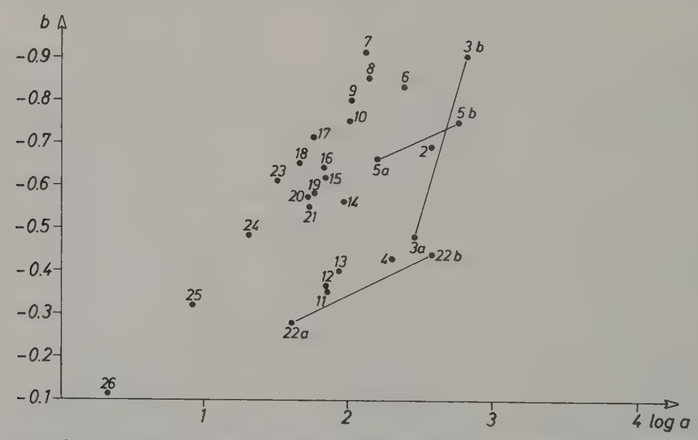


Abb. 77. Werte für log a und b der Abundanzen einiger Nichtsingvögel (s. Anhang 7) gemäß $y = a x^b$.

1 = Zwergtaucher
2 = Ringeltaube
3 = Teichhuhn
(b = nur Wasserfläche)
4 = Mauersegler
5 = Stockente
(b = nur Wasserfläche)
6 = Bekassine
7 = Wendehals
8 = Kuckuck
9 = Mittelspecht
10 = Wachtel
11 = Haubentaucher
12 = Türkentaube
13 = Kiebitz
14 = Buntspecht
15 = Hohltaube
16 = Brachvogel
17 = Grauspecht
18 = Kleinspecht
19 = Flußregenpfeifer
20 = Rebhuhn
21 = Turteltaube
22 = Bläßhuhn
(b = nur Wasserfläche)
23 = Grünspecht
24 = Waldkauz
25 = Waldohreule
26 = Schwarzspecht.

Tab. 8.7 zeigt eine Zusammenstellung der Größenordnungen nach der Exponentialfunktion errechneter Abundanzen bezogen auf eine Fläche von 100 ha. Ihre Verteilung stimmt grundsätzlich mit den Befunden des niederländischen Brutvogelatlasses überein, von einigen wohlbegründeten und im einzelnen auch in anderem Zusammenhang diskutierten Ausnahmen abgesehen. Man kann daher davon ausgehen, daß dieses Bild einem generellen Häufigkeitsvergleich der verbreitetsten Brutvögel der mitteleuropäischen Kulturlandschaft unabhängig von der Biotopstruktur im einzelnen entspricht. Als wichtige Ergebnisse lassen sich herauslesen: Nur wenige Nichtsingvögel erreichen auf größeren Flächen die Abundanzen der häufigen Singvögel, nämlich Mauersegler mit kleiner Körpergröße als Siedlungsfolger, ferner Ringeltaube und Türkentaube, unter den die Agrarlandschaft bewohnenden Arten der Kiebitz. Die am dichtesten siedelnden Wasservögel sind eindeutig Bläßhuhn, Stockente und Teichhuhn. Einer besonderen Erwähnung wert ist die Tatsache, daß die Spechte als typische Baumvögel mit teilweise geringer Körpergröße in der Abundanzskala der Baumvögel weit hinten rangieren. Der Haussperling führt auch in der Aufstellung von Tab. 8.7 die Abundanzskala mit weitem Abstand an. Zu bemerken ist allerdings, daß für eine Reihe der in Tab. 8.7 aufgelisteten Arten eine Berechnung der Abundanz für eine Flächengröße von 100 ha erst bedingte Schlüsse auf großflächige Abundanz zuläßt. Mit Sicherheit werden Teichrohrsänger, Rohrammer, Schilfrohrsänger und einige andere bei einer Flächenwahl von 500 oder 1000 ha weiter hinten rangieren. Für Greifvögel ist der Bezug auf eine Fläche von 100 ha weitgehend sinnlos zur Berechnung von Abundanzen. Wie aus Anhang 7 zu entnehmen, siedeln

Tab. 8.7. Größenordnungen gemäß $y = ax^b$ errechneter Abundanzen für eine hypothetische Probefläche von 100 ha (Greifvögel nicht berücksichtigt; Einzelwerte s. Anhang 7).

>100:	Haussperling
>40:	Dohle
>30:	Mehlschwalbe
$\geqslant 20$:	Amsel, Kohlmeise, Star, Mauersegler
$\geqslant 15$:	Feldlerche, Rauchschwalbe, Rotkehlchen, Teichrohrsänger, Fitis, Zilpzalp, Buchfink, Grünling, Rohrammer, Ringeltaube
$\geqslant 10$:	Zaunkönig, Baumpieper, Wiesenpieper, Wacholderdrossel, Singdrossel, Schilfrohrsänger, Sumpfrohrsänger, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke, Waldlaubsänger, Trauerschnäpper, Blaumeise, Feldsperling, Girlitz, Goldammer, Bläßhuhn, Kiebitz, Türkentaube
$\geqslant 5$:	Schafstelze, Heckenbraunelle, Nachtigall, Hausrotschwanz, Gartenrotschwanz, Braunkehlchen, Drosselrohrsänger, Klappergrasmücke, Gartengrasmücke, Wintergoldhähnchen, Sommergoldhähnchen, Tannenmeise, Kleiber, Gartenbaumläufer, Elster, Rabenkrähe, Stieglitz, Hänfling, Grauammer, Stockente, Teichhuhn, Bekassine, Buntspecht
<5:	Gebirgsstelze, Bachstelze, Steinschmätzer, Misteldrossel, Feldschwirl, Gelbspötter, Grauschnäpper, Schwanzmeise, Sumpfmeise, Weidenmeise, Haubenmeise, Waldbaumläufer, Pirol, Neuntöter, Eichelhäher, Gimpel, Kernbeißer, Rebhuhn, Wachtel, Brachvogel, Flußregenpfeifer, Hohltaube, Turteltaube, Kuckuck, Waldkauz, Waldohreule, Wendehals, Grauspecht, Grünspecht, Schwarzspecht, Mittelspecht, Kleinspecht

Mäusebussard und Turmfalke sehr viel dichter als alle übrigen Arten. Nur der Schwarzmilan kann in Kerngebieten seiner mitteleuropäischen Verbreitung im Südosten ähnlich hohe Dichten regional erreichen (z.B. GLUTZ, BAUER & BEZZEL 1971).

Die auf der Grundlage zahlreicher bisher ermittelter Abundanzwerte gewonnenen flächenbereinigten Werte sollen einen ersten Versuch darstellen, eine Vielzahl von unterschiedlichen Daten vergleichend zu behandeln. Für eine Reihe der in die Tabellen aufgenommenen Arten ist das Material vor allem für größere Flächeneinheiten noch recht unzureichend. Gezielte Untersuchungen werden voraussichtlich noch Veränderungen der hier berechneten Werte im einzelnen ergeben. Vergleiche und Analysen können daher im Augenblick noch nicht weiter in die Tiefe führen. Möglicherweise ergibt sich aber aus dem hier dargestellten Versuch ein Ansatz zum Verständnis der Siedlungsstruktur vieler Vogelarten im Kulturland. Gleichzeitig kann damit der Landschaftsplanung und dem Artenschutz ein Instrument der Beurteilung von Abundanzen und davon abhängiger Schutzstrategien an die Hand gegeben werden. Denkbar wäre auch, daß nach Plan durchgeführte Abundanzermittlungen an einzelnen Arten in größeren Abständen durchgeführt neben dem unmittelbaren Vergleich von Bestandsänderungen auch über den Umweg des Vergleiches mit Normkurve Hinweise auf eingetretene Veränderungen ergeben.

8.3.4 Minimalareale von Populationen

Die nach der im vorstehenden Abschnitt erläuterten Methode errechneten flächenbereinigten Abundanzen können auch einige Richtwerte und möglicherweise Korrekturen bisheriger Vorstellungen zur Frage der Minimalareale von Populationen liefern. HEYDEMANN (1981) setzt z.B. als Populations-Minimalareal für Kleinvögel 20 bis 100 ha an. Aus Tab. 8.7 und Anhang 7 ist zu entnehmen, daß mit dieser Größenordnung allenfalls für einen Teil der Vögel bis Drosselgröße das Minimalareal erfaßt ist. Von den in die Berechnung eingegangenen häufigeren und verbreiteten Kleinvögeln ist auf einer Fläche von 100 ha im Mittel bei etwa 15 bis 20 Arten eine »Population« von weniger als 5 Paaren zu erwarten; nur bei etwa 30 Arten ist mit mehr als 10 Paaren zu rechnen. Auf einer Fläche von 30 ha errechnen sich für 16 Arten mehr als 10 Paare, für 25 Werte zwischen 5 und 10 und für 24 von weniger als 5 Paaren (Anhang 7). Damit ist angedeutet, daß 20 bis 100 ha als Minimalareale für Kleinvögel generell zu niedrig angesetzt sind und höchstens für einen Teil gelten können.

Allerdings liegt die Abundanz von Vogelpopulationen in optimalen Gebieten teilweise erheblich über dem errechneten Normwert (vgl. Abschnitt 8.3.5), und gezielter Schutz einzelner Populationen wird sich bevorzugt auf die für eine Art besonders günstigen Flächen mit hoher Siedlungsdichte konzentrieren. Damit kann also das Minimalareal für einige Arten ohne Zweifel gegenüber dem Normwert noch reduziert werden. Hohe Konzentrationen der Abundanz in optimalen Habitaten bzw. Biotopen deutlich über der »Normkurve« werden wiederum vor allem von solchen Arten erreicht, die hohe a-Werte aufweisen, bei den übrigen, wie z.B. Stelzen, Wasseramsel, Neuntöter, Kernbeißer, Kleinspecht usw., werden auch in optimalen Biotopen in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft offenbar keine sehr hohen flächenbereinigten Abundanzen erreicht. Damit wird sich auch bei Auswahl besonders hoher Abundanzen für eine Reihe von Kleinvogelarten das Areal mit 100 ha kaum befriedigend abgrenzen lassen. Zu bedenken ist ferner, daß die vorstehenden Überlegungen nur auf der Grundlage der Erkenntnisse einer Auswahl von verbreiteten Kleinvogelarten angestellt wurden. So ist zu erwarten, daß noch weitere Arten in dieser Kategorie größere Minimalareale beanspruchen.

Für Populationen von Großvögeln setzt HEYDEMANN (1981) 100 bis 10000 ha als Mini-

malareal an. Damit dürfte im wesentlichen auch führ sehr dünn siedelnde Arten der Bedarf abgedeckt sein. Viele Wasservögel neigen ohnehin zur Koloniebildung oder Zusammenballung von Brutpaaren; dies erleichtert Gebietsschutz als wirkungsvollen Beitrag zum Artenschutz. Allerdings spielt hier dann das Problem der Isolation mitunter eine maßgebliche Rolle. Für Minimalareale von Brutkolonien oder Einzelpaaren großflächig sehr dünn siedelnder Arten ist die Distanz zum nächsten Standort entscheidend. Die Frage des Minimalareals wird damit eng verknüpft mit dem Problem des Maximalabstandes einzelner Schutzgebiete. Vögel als extrem bewegliche Lebewesen mit großem Aktionsradius geraten durch große Abstände ohne Zweifel weniger stark in Isolation als Angehörige anderer Tiergruppen. Man darf allerdings die Toleranz vieler Arten gegenüber zunehmenden Abständen einzelner Standorte nicht überschätzen. Isolation von Restarealen führte bei Rauhfußhühnern zum vollständigen Verschwinden. Ähnliche Probleme ergaben sich ohne Zweifel auch bei Uhu, Wanderfalke, Sperlingskauz (z.B. König 1977) und neuerdings möglicherweise bei der Haubenlerche und anderen Arten mit relativ geringer Migrationsneigung, sind aber als Folge starker Brutplatzbindung grundsätzlich auch bei ausgesprochenen Zugvögeln zu erwarten. Minimalareale für Angehörige der höchsten Trophie-Ebenen, also Wirbeltierjäger, liegen normalerweise in Größenordnungen über 1000 ha, bei einzelnen Arten (z.B. Adler) in der Größenordnung von 10000 ha (Ausnahme z.B. Turmfalke, Mäusebussard, einige Eulen). Allerdings beziehen sich solche Angaben jeweils nur auf 1 Paar. Damit können Rückschlüsse auf die Größe des Minimalareals eines Ökosystems bzw. einen Landschaftsausschnitt gezogen werden, der als Brut- und Nahrungsraum eine solche Spitzenposition der Nahrungspyramide tragen kann. Die Minimalareale genannter Größenordnungen sind jedoch nicht geeignet, um für ganze Populationen solcher Arten Raum zu bieten. Greifvogelpopulationen lassen sich wohl nur in Ausnahmefällen mit Minimalarealen absichern, die nach der heutigen Lage für die Einrichtung von Schutzgebieten realistisch sind. So wird z.B. für den Greifvogelschutz die Verteilung von Biotoptypen bzw. Schutzgebieten über ein größeres Gebiet von entscheidender Bedeutung. Für Großformen der Vögel reichen Minimalareale somit oft über die politische Grenze hinaus und sind in internationaler Zusammenarbeit und Planung zu sichern (z.B. Steinadler in den Alpen, Seeadler in der norddeutsch- polnischen Tiefebene).

Zwei Punkte in der Frage der Minimalareale für Populationen bedürfen noch der kritischen Erwähnung, da sie häufig nicht mit dem nötigen Nachdruck diskutiert werden:

1. Zur Festlegung oder Bewertung von Schutzgebieten wird oft eine bestimmte Kopfstärke der Rast- oder Brutpopulation einer Vogelart angenommen, ohne daß hinreichend bekannt ist, ob diese Zahl der kritischen Populationsgröße entspricht, also derjenigen Individuenzahl, deren Reproduktion ausreicht, um die Population auf Dauer zu erhalten (Erz 1981).

2. Die Festlegung von Minimalarealen für Brut- oder Sommervogelpopulationen muß immer auch im Zusammenhang mit dem Migrationsverhalten der Vögel gesehen werden. Zur Erhaltung von Populationen bedarf es also auch Minimalareale von Rast- und Überwinterungsstätten, die z.T. in anderen Klimazonen liegen. Das Konzept der Minimalareale zur Sicherung regionaler und lokaler Brutpopulationen muß also erweitert werden durch eine internationale Planung und Zusammenarbeit, wie sie in internationalen Vereinbarungen und Grundsatzerklärungen angestrebt werden (Beispiel: Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten).

8.3.5 Abundanz und Biotop

Auf unterschiedlichen Probeflächen eines Landschaftsraumes können Abundanzen einer Art mitunter eine riesige Variationsbreite aufweisen. So ermittelte z.B. PUCHSTEIN (1973) für den Buchfinken auf 86 Probeflächen Schleswig-Holsteins Werte von 0,06 bis 72,9 Paaren pro 10 ha. Die exponentielle Veränderung der Abundanz mit der Flächengröße im Bereich üblicher Kontrollflächengrößen unter 500, meist unter 100 ha, erfordert jedoch zur Ermittlung von Siedlungspräferenzen oder »Optimalbiotopen« eine Normierung der gefundenen Abundanzwerte. Die in Abschnitt 8.3.3 diskutierten Ergebnisse machen eine solche Korrektur in zweifacher Hinsicht notwendig.

1. Vergleich der Abundanzwerte einer Art auf verschiedenen Flächen: Erst die auf die Fläche bezogenen Abundanzwerte zeigen, wie die gefundenen Abundanzen einzuschätzen sind und ob diese Werte tatsächlich hoch oder niedrig im Vergleich zur sonstigen Siedlungsweise der Art liegen, also optimalen, suboptimalen oder pessimalen Habitaten bzw. Biotopen entsprechen.

2. Vergleich der Abundanz mehrerer Arten auf einer Fläche: Da die einzelnen Arten sehr unterschiedliche »Normwerte« (vgl. Anhang 7) aufweisen, sind die auf einer Fläche gefunden Abundanzwerte auch unterschiedlich zu interpretieren. So kann ein Biotop, in dem die Art A mit höherer, die Art B mit deutlich geringerer Abundanz siedelt, gleichwohl für B eine starke, für A jedoch eine niedrigere Präferenz signalisieren. Beispiel: Auf einer Fläche von 30 ha stellen 5 Bachstelzenpaare eine für diese Art sehr hohe Konzentration, 12 Buchfinkenpaare jedoch noch nicht einmal eine mittlere Dichte dar.

Schließlich zeigt die Steilheit der Kurve im Anfangsteil bei fast allen Arten, daß Abundanz auf Flächen unter 10 ha in der Regel wohl kaum eine repräsentative Aussage über die für einen Biotoptyp oder Landschaftsausschnitt kennzeichnenden Wert zulassen, zumindest nicht im Vergleich unterschiedlicher Flächengrößen und -formen. Man wird sich in der Praxis also auf eine gewisse Normierung der Kontrollflächengröße innerhalb bestimmter Größenordnungen einigen müssen, wobei natürlich nicht alle Arten über einen Kamm zu scheren sind. In diesem Zusammenhang könnte der Kurvenverlauf für die einzelnen Arten möglicherweise eine Hilfe geben, um für den Vergleich sinnvolle Flächengrößen einzelner Arten bzw. Artengruppen zu ermittlen. So wird es z.B. kaum sinnvoll sein, für Spechte und dicht siedelnde Singvogelarten gleiche Kontrollflächengröße zu wählen.

Beispiel: In seinem Versuch einer Monographie des Buchfinken in Schleswig-Holstein kommt PUCHSTEIN (1973) zusammenfassend zu folgenden Abundanzwerten: Wald 4,5 (2,5 bis 10) Paare/10 ha, Feldgehölz 18,04 (4,29 bis 60,0) Paare/10 ha, Parks und Friedhöfe der Großstädte 5,38 (1,3 bis 9,0) Paare/10 ha, Kleingärten und Obstplantagen 4,5 (2,8 bis 8,4) Paare/10 ha. Ohne weiteren Kommentar sind diese Zahlen geeignet, einen falschen Eindruck der Präferenzen für unterschiedliche Biotope zu erwecken. Der Vergleich dieser Mittelwerte mit den aus der für den Buchfink (s. Anhang 7) sich errechnenden Gleichung $y = 724\ x - 0{,}78$ bzw. $\log y = 2{,}86 - 0{,}78\ (\log x)$ ergibt auf der entsprechenden Probefläche folgende flächenbereinigte Werte: Wald 0,53, Feldgehölze 0,38, Parks und Friedhöfe 0,52, Kleingärten und Obstplantagen 0,38. In Wald und Parks erreicht die Art also die relativ höchsten Abundanzen. Die hohen Abundanzwerte für die Feldgehölze der Aufstellung PUCHSTEINS sind also ganz offensichtlich eine Folge der geringen Kontrollflächengröße. Auffallenderweise liegen die Mittelwerte der flächenbereinigten Abundanzen nahe beieinander (vgl. dagegen Tab. 8.8). Dies mag damit zu erklären sein, daß fast 50% der in diese Berechnung eingehenden Kontrollflächen kleiner als 10 ha sind, die meisten dieser Kleinflächen sogar unter 5 ha liegen. Damit dürften

kaum repräsentative Abundanzen ermittelt worden sein. Insgesamt variiert die Größe der Kontrollflächen, deren Abundanzen von PUCHSTEIN ohne Flächenkorrektur zur Diskussion gestellt werden, von 0,3 bis 753 ha!

Ähnliche Versuche, Biotoppräferenzen durch Zusammenstellung von Abundanzwerten ohne Flächenkorrektur zu ermitteln, sind sehr häufig. In Tab. 8.8 werden dagegen für einige Singvögel mittlere Abundanzen auf die Flächengrößen normiert. Die Unterschiede der Werte sind, wie zu erwarten, teilweise erheblich. Sie lassen bei einigen Arten deutliche Biotoppräferenzen erkennen. Man kann z.B. die unterschiedliche Bevorzugung innerstädtischer Bereiche oder bestimmter Waldtypen für einzelne Arten ablesen. Nur die Amsel erreicht weit über dem Erwartungswert liegende Abundanzen in Park, Gartenstadt und Wohnblockzone. Für Blaumeise, Star und Kohlmeise sind Parks sehr gute Siedlungsgebiete. Der Buchfink erreicht dagegen in Hochwaldgebieten höhere Dichten als in Parks; als einzige Art zeigt er hohe Präferenz für den reinen Fichtenwald. Diese Ergebnisse entsprechen durchaus der Erfahrung aus vielen Untersuchungen (z.B. BLANA 1978).

Auch Vergleiche einzelner Biotoptypen sind auf diese Weise leicht möglich. Von den 12 verglichenen Arten erreicht im Kiefernhochwald, Feldgehölz und Buchenhochwald keine einen Wert von mindestens 1, in Fichtenwald, Mischwald, Gartenstadt und Wohnblockzone je 1; im Auwald sind es 3 Arten, im Park 4 und im Laubmischwald 7. Diese Ergebnisse gelten natürlich zunächst nur für die in Tab. 8.8 ausgewählten Probeflächen; sie können nicht ohne weiteres verallgemeinert werden. So hängt z.B. die Siedlungsdichte der hier untersuchten Höhlenbrüter in erster Linie entscheidend vom Angebot an Höhlen ab.

Die Ergebnisse in Tab. 8.8 zeigen z.T. auch, daß die grobe Abgrenzung verschiedener Biotoptypen Biotoppräferenzen einzelner Arten oft nicht klar wiedergibt und daher durchaus problematisch ist. Viele Arten weisen maximale Abundanzen auf Mischflächen oder Saumbiotopen (z.B. Waldränder, Uferstreifen usw., vgl. HEYDEMANN 1981) auf. Solche Tatsachen fallen bei grober Typisierung unter den Tisch (vgl. z.B. BLANA 1978). Gleiches gilt für Unterschiede der Strukturdiversität einzelner Probeflächen aus bebestimmten Typen. In Tab. 8.8 erreichen z.B. Zilpzalp, Fitis, Tannenmeise und Haubenmeise den Erwartungswert auf keiner der Kontrollflächengruppen. Dies beweist, daß jedenfalls für das Mittel der hier zusammengestellten Kontrollflächen keine hohe Präferenz zu erkennen ist. Der Vergleich von Einzelflächen wird die Biotoppräferenzen der einzelnen Arten genauer erkennen lassen. Hierüber gibt es umfangreiche Literatur, bei der aber, wie die voraufgeführten Beispiele zeigen, häufig auch unterschiedlich große Flächen verglichen und damit die Ergebnisse verfälscht werden. Beispiel: Die Darstellung der Abundanzen einiger typischer Vogelarten des Fichtenaltbestandes über einzelne Sukzessionsstadien bei BLANA (1978) ergibt ein unrichtiges Bild der Präferenzen, da einmal sehr unterschiedliche Flächengrößen der Darstellung zugrunde liegen, und zum anderen die ermittelten Abundanzwerte der einzelnen Arten ohne Versuch der Relativierung nebeneinander gestellt werden. Die ermittelten flächenbereinigten Abundanzen nach Anhang 7 zeigen für alle Arten klare Präferenzen für den Altbestand, die beim Wintergoldhähnchen am größten ist und auch beim Sommergoldhähnchen unabhängig von seiner geringen Abundanz noch die Größenordnung des häufigen Buchfinken erreicht (Abb. 78). Die Wahl stark unterschiedlicher Flächen (bei BLANA Summierung vieler Teilflächen) führt zunächst zu grundsätzlicher Fehleinschätzung von Abundanz, Biomasse und anderen Größen. Die Relativierung der gefundenen Abundanzwerte im Vergleich zum Siedlungstyp der betreffenden Art ist jedoch dann mehr ein Problem der speziellen Fragestellung. Die Darstellung von Präferenzen und ihre Diskussion mit Hilfe von

Tab. 8.8. Flächenbereinigte Abundanzen einiger Singvögel; Mittelwerte auf je 8 – 15 Kontrollflächen Mitteleuropas pro Biotoptyp. Flächenbereinigte Abundanz = Quotient aus gefundenen und gemäß $y = ax^b$ errechnetem Wert (vgl. Anhang 7).
– = Die Art war auf weniger als 5 Probeflächen des jeweiligen Materials vertreten. Wälder sind Altholzbestände.

	Fichte	Kiefer	Misch-wald	Buche	Laub-misch-wald	Auwald	Feld-gehölz	Park	Garten-stadt	Wohn-blockzone
Amsel	0,17	0,11	0,56	0,21	0,85	0,86	0,27	2,00	2,52	2,53
Singdrossel	0,52	0,39	0,61	0,35	1,03	0,79	0,21	0,86	0,69	–
Kohlmeise	0,31	0,48	0,50	0,62	1,08	0,76	0,17	1,00	0,69	0,41
Blaumeise	–	0,23	0,83	0,75	1,35	1,40	0,25	1,62	0,58	0,21
Sumpfmeise	–	–	0,46	0,99	1,09	0,60	–	0,55	–	–
Tannenmeise	0,91	0,71	0,37	–	–	–	–	–	–	–
Haubenmeise	0,67	0,90	–	–	–	–	–	–	–	–
Buchfink	1,23	0,61	0,96	0,95	1,36	1,23	0,38	0,86	0,36	0,21
Star	–	0,13	0,78	0,98	1,16	1,84	–	1,17	0,35	0,47
Zilpzalp	0,59	0,50	0,92	0,18	0,65	0,88	0,58	0,75	0,47	–
Fitis	0,42	0,79	0,68	0,20	0,45	0,66	0,37	0,58	0,31	–
Waldlaubsänger	–	–	1,53	0,70	1,03	–	–	–	–	–

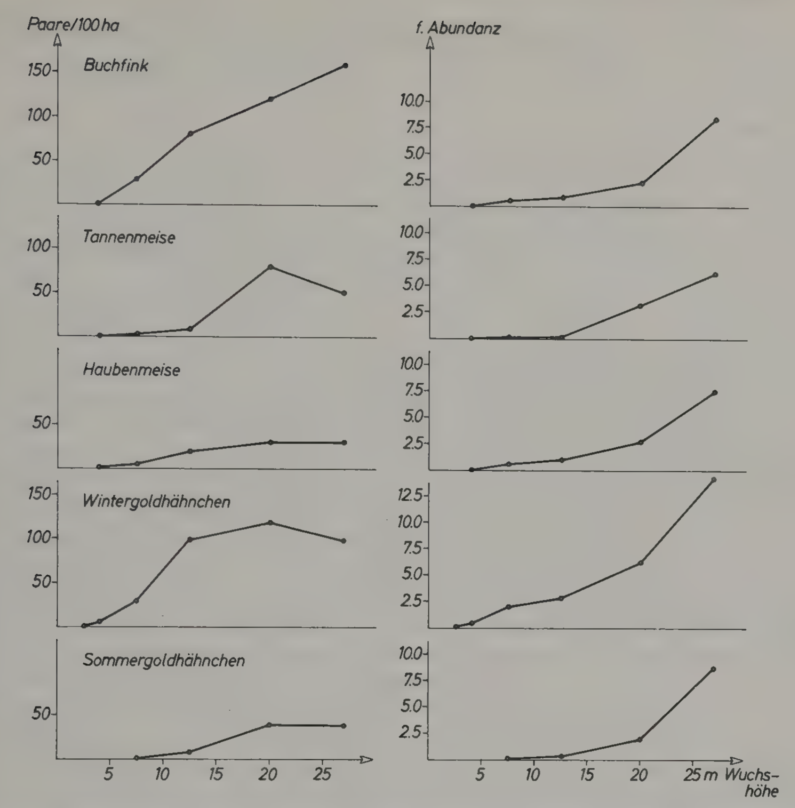


Abb. 78. Abundanzen einiger typischer Vogelarten des Fichtenaltbestandes in verschiedenen Fichten-Sukzessionsstadien. Links: Abundanzen auf verschiedenen Probeflächen nach BLANA 1978. Rechts: flächenbereinigte Abundanzen gemäß $y = a x^b$ desselben Materials.

Abundanzwerten muß auf alle Fälle im Zusammenhang mit der Siedlungsstruktur der betreffenden Art gesehen werden.

Für den Vergleich von Kleinflächen ist möglicherweise die Bestimmung von Abundanzen in einem einheitlichen Rastergitter, das gleichgroße Fläche gleicher Form aufweist, sinnvoller als auf unterschiedlichen Kontrollflächen (z.B. UTSCHICK 1978). Mit Hilfe der flächenbereinigten Abundanzen werden sich auch Mischflächen sehr gut miteinander vergleichen lassen.

Es ist ferner daran zu denken, nach Unterteilung einer Kontrollfläche in mehrere Teilflächen durch anschließendes Kombinieren von Biotopteilen bzw. Struktureinheiten mit Hilfe der flächenbereinigten spezifischen Abundanzen für einzelne Arten optimale Flächen zu finden, die höchste Präferenzwerte aufweisen. Auf diese Weise könnte man relativ einfach die Biotopwahl vor allem für Schutzzwecke ermitteln und der Landschaftsplanung wertvolle Informationen zuführen.

Bei der Ermittlung von Biotoppräferenzen mit Hilfe von Brutvogelabundanzen dürfen aber auch Konkurrenzarten, Feindpopulationen, menschliche Störung, Klima usw. nicht übersehen werden. Im Hinblick auf die Bemühungen, Beziehungen zwischen Landschaftsstruktur und Zusammensetzung der Brutvogelwelt zu ermitteln, werden solche

Beziehungen nicht nur in der Regel nicht ausreichend berücksichtigt, sondern sogar oft mit keinem Wort erwähnt.

Zusammenfassung

Unterschiede in der Bestandsgröße von seltenen und häufigen Arten liegen in der Regel in der Größenordnung von Potenzen. Bei den Singvögeln sind große Populationen relativ häufiger vertreten als bei Nichtsingvögeln. Zu den 10 bis 15 häufigsten Brutvogelarten Mitteleuropas dürften so gut wie ausschließlich kleine bis mittelgroße Singvögel (z.B. Haussperling, Buchfink, Amsel, Star, Kohlmeise usw.) gehören. In artenarmen Ökosystemen der Kulturlandschaft (Ackerland, Wohnblockzone) machen bereits einzelne Arten einen hohen Prozentsatz der Brutvogelindividuen aus. Auf einer Kontrollfläche sind die relativen Häufigkeiten der einzelnen Brutvogelarten mehr oder minder angenähert lognormal verteilt.

Dementsprechend sind einige Singvogelarten auch in allen Großlandschaften Mitteleuropas weit verbreitet. Besonders erfolgreich in der Besiedlung vieler Landschaften sind Drosseln, Meisen, körnerfressende Singvögel, mittelgroße Allesfresser. Unter den Nichtsingvögeln sind vor allem einige Taubenarten sehr häufig und weit verbreitet; unter Wasservögeln solche, die auch auf Kleingewässern in der nächsten Umgebung des Menschen vorkommen (Stockente, Teichuhn).

Allgemein zeigen weit verbreitete Arten auch hohe Abundanzen (Siedlungsdichten), doch gibt es von dieser Regel auch Ausnahmen. Im einzelnen weisen selbst nahe miteinander verwandte Landvögel oder Bewohner ähnlicher Biotope recht unterschiedliche artgemäße Siedlungsstruktur auf. Im allgemeinen nimmt die Abundanz mit der Flächengröße ab. Im Bereich kleiner Probeflächen ist diese Abnahme exponentiell. Besonders hohe lokale Abundanzen können neben den Koloniebrütern vor allem manche Arten der Städte und Dörfer erreichen (Haussperling!). Aufgrund vieler Kontrollflächenerhebungen kann man für die einzelnen Arten Normwerte der Siedlungsdichte errechnen, mit Hilfe derer sich die gefundenen Abundanzen relativieren lassen. Diese flächenbereinigten spezifischen Abundanzen gestatten die Ermittlung von Biotoppräferenzen, aber auch kritische Beiträge zur Frage der Minimalareale von Populationen. Selbst für einen Teil der heimischen Kleinvögel reichen Gebiete unter 100 ha als Minimalareal zum Schutz stabiler Populationen nicht aus. Minimalareale von Großvogelpopulationen liegen zwischen 100 und 10000 ha. Bei der Sicherung der Biotopansprüche einzelner Brutpaare oder kleiner isolierter Populationsteile spielt die Frage des Maximalabstandes zum nächsten Standort eine entscheidende Rolle.

9 Einige Biotope der Kulturlandschaft und ihre Avizönosen

9.1 Die Stadtlandschaft (urban-industrielle Ökosysteme)

9.1.1 Die Stadt als Umwelt für Vögel

In städtischen Verdichtungsräumen – allein in der Bundesrepublik Deutschland findet man derzeit 24 – erreicht der Mensch Siedlungsdichten von 1000 bis 4000 Personen pro km^2. Städte stellen unvollkommene Ökosysteme dar, die nicht in sich abgeschlossen sind, sondern von natürlichen oder naturnahen Ökosystemen der Umgebung abhängen. Diese müssen Rohstoffe und Energie herbeischaffen und die als Folge der Zusammenballung der Bevölkerung pro Flächeneinheit anfallenden enormen Abfallstoffmengen verarbeiten. Die Stadt ist also weit über die durch die Bebauung angedeutete Abgrenzung hinaus mit dem Umland vernetzt. Gleichwohl ist es zur Entwicklung von städtischen Verdichtungsräumen über vergleichsweise große Flächen gekommen und man muß erwarten, daß städtisch-industrielle Systeme in Zukunft mehr und mehr vorherrschen. Daher spielt die Frage, wie sich Vögel den Bedingungen der städtischen Umwelt anpassen, also das Ausmaß ihrer Synanthropie, für die Erhaltung des Artenbestandes eine wichtige Rolle. Der Stadtornithologie kommt also ganz besondere Bedeutung zu.

Neben den natürlichen Raumfaktoren beeinflußt menschliche Planung in hohem Maße die Struktur der urbanen Ökosysteme. Die Flächenanteile naturferner Systeme, wie fast total zugebaute Flächen, ist daher außerordentlich hoch. Naturnahe Systeme können die bebauten Flächen zwar mehr oder minder reichhaltig durchsetzen, sind aber vor allem im innerstädtischen Bereich meist auf kleine Inseln beschränkt. Ihre Existenz geht nur z.T. auf Reste naturräumlich bedingter Flächen (z.B. Fließgewässer, Seen, Baum- und Buschbestände) zurück. Häufig sind sie vielmehr angepflanzt oder sonstwie vom Menschen sehr stark verändert.

Das Stadtklima weist durch Verringerung der Abstrahlung und der anthropogen erzeugten Energie gegenüber dem Umland meist eine deutliche Temperaturerhöhung auf, die in sehr großen städtischen Ballungsräumen in Mitteleuropa im Jahresmittel 0,5 bis 3 °C beträgt (»Glashauseffekt«). An Wintertagen kann der Temperaturunterschied zwischen schneebedecktem Umland und schneefreier Innenstadt bis über 10 °C betragen (z.B. Mulsow 1980). So haben innerstädtische Bereiche weniger Frost- und Schneetage als die Stadtumgebung; Städte können wie Wärmeinseln wirken. In der Vogelwelt drückt sich das in frühem Brutbeginn vieler Stadtvögel aus (z.B. Haussperling, Star, Kohlmeise, Taube, Amsel), aber auch in der oft relativ großen Anzahl von Winterausharrern unter Teil- oder Kurzstreckenziehern (z.B. Star, Heckenbraunelle, Rotkehlchen, Zaunkönig, Bachstelze, aber auch Amsel!) und in der Konzentration von Wintergästen (z.B. Lachmöwe, Saatkrähe, Dohle, Berghänfling und andere Finkenvögel, manche Enten, Höckerschwan, Bläßhuhn usw.). So ist auch der Jahresrhythmus der Artenzahl und Individuendichte in Stadtbiotopen oft weniger stark ausgeprägt als im Umland (vgl. Abschnitt 6.4; ferner z.B. Nuorteva 1971 für Finnland). Brutvögel der Stadt können teilweise auch mehr Bruten im Jahr beginnen als ihre Artgenossen außerhalb (z.B. Ringeltaube, Amsel).

Dies mag allerdings nicht immer auf das Klima allein, sondern auch auf unabhängig davon vorhandenes Nahrungsangebot zurückzuführen sein. Sonnenscheindauer und Intensität der Besonnung veringern sich allerdings vom außerurbanen zum urbanen Bereich als Folge der Anreicherung der Luft mit Aeorosolen, die bei windarmer Wetterlage zur Ausbildung einer Dunstglocke führen. Vor allem in der kälteren Jahreshälfte treten im Stadtbereich höhere Niederschläge auf als im Umland, aber auch im Sommer besteht erhöhte Neigung zur Gewitterbildung. In manchen mitteleuropäischen Städten beträgt die Erhöhung der Jahresniederschläge im Vergleich zum Umland bis zu 10% und mehr.

Stadt- und Industriebereiche sind auch »Immissionslandschaften«, die viele aus den Produktionsprozessen stammende naturfremde Stoffe aufweisen. Gase und fein verteilte Feststoffe, radioaktive Substanzen, aber auch Lärm wirken auf Pflanze und Tier ein. Im Gegensatz zu anderen Organismengruppen sind mittelbare und unmittelbare Wirkungen von Emissionen auf Vögel noch kaum untersucht. Amseleier des Ballungsraumes München wiesen z.B. höhere PCB-Konzentration auf als solche aus siedlungsfernen Bereichen bzw. im Umfeld dörflicher Siedlungen ohne Industriestandorte (Ziegler, Königer & Wallnöfer 1978). Dies ist zumindest ein Hinweis auf bestehende Probleme. Die Lärmempfindlichkeit der Vögel wird gemeinhin überschätzt. Übernachtungsplätze von Sperlingen, Bachstelzen, Staren oder Krähen liegen mitunter in den lautesten und verkehrsreichsten Plätzen der Innenstadt (s. Abschnitt 9.1.4). Doch können außergewöhnliche Belastungen auch zumindest kurzfristige Änderungen von Verteilungsmustern und Verhaltensweisen der Vögel hervorrufen (z.B. Sylvesterlärm beim Schlafplatzzug von Krähen, Jänicke & Stork 1979). In der Regel tragen aber derartige Befunde meist mehr oder minder anekdotischen Charakter und können daher keinesfalls die Belastungen, denen Stadtvögel möglicherweise ausgesetzt sind, ausreichend beschreiben.

Besonderheiten des Nahrungsangebots in urbanen Systemen haben bei verschiedenen Arten zu zeitweiligen oder dauernden Anpassungen geführt. Viele Stadtvögel nutzen den Siedlungsabfall, der vor allem im Winterhalbjahr zeitweise als Nahrungsquelle große Bedeutung haben kann, vor allem für Sperlinge, Möwen, Krähen, von denen sich an Müllkippen große Individuenkonzentrationen bilden können. Aber auch zahlreiche Kleinvogelarten profitieren im Winter vom Hausmüll. In 3 Jahren konnte z.B. Havĺn (1978) bei Brno an einer Müllkippe 51 Arten feststellen, davon 15 mit maximalen Tageskonzentrationen von mindestens 100 Individuen. Es kann allerdings sein, daß gesetzlich vorgeschriebene und bereits eingetretene Änderungen in der Technologie der Abfallbeseitigung in nächster Zeit gebietsweise diese Nahrungsquelle für Vögel, auch in der freien Landschaft, entscheidend schmälern. Zahlreiche Futterstellen werden ebenfalls von manchen Arten systematisch genutzt. Straßentauben, Türkentauben und Haussperlinge dürften in manchen Städten ganzjährig davon Nutzen ziehen. Im Winter spielt für körnerfressende Singvögel, aber auch für Lachmöwe, Stockente, Bläßhuhn, Höckerschwan und andere Arten regelmäßige Fütterung eine Rolle. Die geringe Fluchtdistanz vor den Menschen verliert sich oft sehr rasch wieder, z.B. bereits abends am Schlafplatz am Rande oder außerhalb der Stadt (Beispiel: Lachmöwe, Saatkrähe). In vielen Großstadtparken und Friedhöfen gibt es bei Kohlmeise, Blaumeise, Kleiber oder Buchfink bereits »handzahme« Individuen. Das hohe Nahrungsangebot ist Voraussetzung für eine oft erstaunlich hohe Biomasse der Stadtvögel pro Fläche (s. Abschnitt 9.1.3). Weitere spezielle Anpassungen des Nahrungserwerbs sind für Stadtpopulationen sehr zahlreich. Beispiele: Vogeljagd des Turmfalken in Straßenschluchten; Ablesen toter Insekten vom Autogrill durch Sperlinge; das Absuchen von Café-Terrassen durch Haussperlinge und Buchfinken; Futteraufnahme der Lachmöwen an den Fenstern mehrstöckiger Häuser;



Abb. 79. Müllkippen bieten vor allem im Winterhalbjahr einer großen Vogelmenge Nahrung. Im Bild Stare, Saatkrähen, Lachmöwen (Foto F. PÖLKING).

Meisen nutzen Vorräte eines Lebensmittelgeschäftes in der Lagerhalle (LÖHRL 1978) usw.

Die in Stadtbiotopen angebotenen Strukturen zur Anlage des Nestes weichen oft erheblich von solchen naturnaher Biotope ab. Nicht nur ausgesprochene Felsbrüter sind zu Gebäudebrütern geworden (s. Abschnitt 4.4.4). Die Zahl der Fälle, in denen Singvögel erfolgreich in nächster Nähe belebter Fabrik- oder Maschinenhallen oder anderen lärmenden Industrieanlagen in abgestellten Maschinen oder Fahrzeugen brüten, ist durch eine im einzelnen kaum mehr zu übersehende Literaturfülle belegt.

Der Stadt fehlt teilweise auch die natürliche Feindfauna, doch ist sehr die Frage, ob deshalb der Mortalitätsanteil durch Feindpopulationen insgesamt gesehen wesentlich geringer ist. Ratten, streunende Hunde und Katzen sorgen sicher für Verluste; auch unmittelbare und mittelbare Verluste durch den Menschen dürften bei manchen Arten in der Stadt relativ hoch sein. Konkurrenz entsteht Stadtvögeln auch durch Arten, die aus menschlichem Gewahrsam stammen, vor allem durch Straßentauben, aber auch durch fremdländisches Wassergeflügel auf Parkgewässern.

Ein Überblick über die Stadtlandschaft als Umwelt für Vögel muß sich hier auf einige Stichworte beschränken. Wichtige allgemeine Literatur zur Stadtökologie im Zusammenhang mit avifaunistisch interessanten Fragen bieten z.B. MÜLLER 1981, SUKOPP u.a. 1974, BLUME u.a. 1978, TISCHLER 1980 (s. auch die folgenden Abschnitte).

9.1.2 Die städtischen Lebensräume

In einer großräumigen Stadtlandschaft sind ganz allgemein neben Biotopen des Ökosystemkomplexes der Siedlungen auch solche der Gärten und Parks, also Bestandteile der Ökosystemkomplexe 12 und 13 in der Übersicht Abschnitt 2.4 vertreten. Oft spielen auch Teile fließender und kleinere stehende Binnengewässer eine Rolle. Eine Typisierung der städtischen Lebensräume ist jedoch nicht ganz einfach, denn viele sind kleinflächig als Inseln oder Mosaik in der Stadtlandschaft verteilt und daher im Zusammenhang mit ihrer Umgebung zu betrachten. Wenn man jedoch die Einteilung etwas großzügiger vornimmt, kommt man häufig zu Zonen, die teilweise mehr oder minder konzentrisch angeordnet sind. Aus praktischen Gründen ist es zweckmäßig, nicht von den Avizönosen bei der Gliederung auszugehen, sondern sich stadtplanerischen Gesichtspunkten anzupassen (vgl. z.B. MULSOW 1980). Mit der Einteilung und Gliederung von Stadtbiotopen im Zusammenhang mit der Beschreibung der Avifauna haben sich u.a. ERZ (1964), SAEMANN (1968, 1970), MULSOW (1968, 1961, 1980), EGGERS (1975) und SIMMS (1975) befaßt. Die sich hiernach ergebenden ökologischen Zonen sind vielfach unvollkommen ausgebildet und unterbrochen. Eine recht weitgehende Einteilung der städtischen Lebensräume liefert SAEMANN (1968), der wir nicht im Detail folgen, sondern einzelne Einheiten zu größeren Komplexen zusammenfassen (s. auch Abb. 69 und Tab. 7.4, 8.2, 8.8).

City. Sie bildet den Stadtkern und ist oft gleichbedeutend mit Altstadt. Für sie ist dichte, meist lückenlose Bebauung charakteristisch; der Boden ist mit Asphalt oder Steinplatten zugedeckt. Vegetationslosigkeit oder auf wenige Sträucher, Bäume und kleine künstliche Anpflanzungen reduzierte Vegetation ist die Folge. Die Bauten sind meist hoch und vor allem dort, wo historische alte Bauwerke neben modernen Bauten bestehen blieben, sehr abwechslungsreich strukturiert. Das Nahrungsangebot ist relativ knapp bzw. einseitig, denn die City ist kaum mehr Wohngebiet des Menschen. So fehlen regelmäßig beschickte Futterstellen; für Vögel verwertbare Abfälle sind gering.

Wohnblockzone. Sie liegt normalerweise der City am nächsten und weist ebenfalls nahezu geschlossene Bebauung auf. Wohnblocks mit Innenhöfen ergeben meist eine geschlossene Häuserfront. Die vegetationslosen Flächen machen in der Regel über 50% aus und können bis nahe 100% heranreichen. Natürliche Vegetation ist meist völlig verschwunden. Bäume sind als Einzelbäume oder Alleen angepflanzt, Grünflächen beschränken sich meist auf kleine und kurzgehaltene sterile Rasen. Auf Trümmer- und Ruderalflächen (die heute meist nur vorübergehend zur Verfügung stehen) bildet sich typische Ruderalflora mit Kräutern (wie *Atriplex*, *Chenopodium*), Stauden (z.B. *Artemisia vulgaris*, *Solidago canadensis*) und auch kleinen Sträuchern (z.B. *Salix*). Solche städtischen »Brachflächen« spielen in allen urbanen und industriellen Bereichen für Vögel eine nicht unbedeutende Rolle, obwohl sie meist nur als kleine Inseln in die verschiedenen Bebauungszonen eingestreut sind und oft keine lange Lebensdauer haben. Die Avifauna von Ruderalstellen kann sehr artenreich sein, da vor allem samentragende Pflanzen im Herbst und Winter ein vielseitig genutztes Nahrungsangebot darstellen. Auf Ruderalflächen in und um Karl-Marx-Stadt konnten z.B. RINNHOFER & SAEMANN (1968) nicht weniger als 57 Vogelarten feststellen. Manche großflächig nur in sehr geringer Abundanz im Stadtbereich brütende Arten sind auf Ruderalflächen angewiesen, wie z.B. Haubenlerche (für diese Art sind städtische Ödflächen die wichtigsten Biotope in weiten Teilen der mitteleuropäischen Kulturlandschaft), Steinschmätzer, Wiesenpieper, Sumpfrohrsänger oder Dorngrasmücke.

Die Wohnviertel vieler Städte sind häufig weniger einheitlich strukturiert als z.B. die



Abb. 80. Gebäude bieten auch für Busch- und Baumbrüter Nistplätze. Amselnest auf einem Fensterladen (Foto E. BEZZEL).

City oder typische Villenviertel. So kann man zwischen Alt- und Neubauvierteln unterscheiden. Altbauviertel tendieren zu geschlossenen Häuserfronten mit meist kleinen geschlossenen Innenhöfen. Die Straßen sind eng. Sind Baumgruppen vorhanden, bestehen sie oft aus alten Alleebäumen (Abb. 9). Durch Stadtsanierungsprogramme sind aber große Änderungen in typischen Altbauvierteln eingetreten oder zu erwarten. Neubauviertel weisen zwar breitere Straßen, mehr Rasenflächen und offene Plätze auf, bieten aber häufig durch recht einheitliche Baustruktur (glattwandige Häuserfront) und durch das Fehlen älterer Baum- und Buschbestände weniger Nist- und Ernährungsmöglichkeiten für Vögel. Natürlich gibt es hier große Unterschiede; mit zunehmendem Alter erreicht auch die Strauch- und Baumvegetation dann den Strukturreichtum von Altbauvierteln. Sehr vogelarm sind die Gebiete neuer Wohnblocks und Trabantenstädte mit Hochhauskomplexen und bis ins letzte aufgeteilten Nutzflächen (Parkplätze, Kinderspielplätze usw.), deren Vegetation meist recht ärmlich ist und sich auf sterile Grasflächen oder nach Schema gepflanzte Einzelbäume beschränkt. Sauberkeit herrscht vor; vergessene Idylle, wie verwilderte Gärten oder Ruderalflächen, gibt es nicht. Oft werden solche Anlagen in das offene Feld oder Grünland hineingestellt.

Wohnblockzonen sind meist Gebiete intensiver Vogelfütterung, die für einige Arten vor allem im Winter eine Rolle spielen. Der Straßenverkehr ist meist sehr lebhaft.

Gartenstadtzone. Stärker durchgrünte Wohnbezirke faßt man gern als Gartenstadtzone zusammen. Sie bildet meist den Grüngürtel um die zugebauten Bezirke der Innenstadt. Man kann unter diesem Sammelbegriff z.B. typische Villenviertel einreihen, in denen einzelne Wohngebäude von größeren Grünflächen umgeben sind. Sie enthalten oft eine artenreiche Vegetation mit gut ausgebildeter Baum-, Strauch- und Krautschicht, die vielfach bereits auf Anlagen im 19. Jahrhundert zurückgeht. Der Grünanteil macht meist erheblich mehr als 50% der Fläche aus. Eine typische Gartenstadt bildet ferner die Kom-

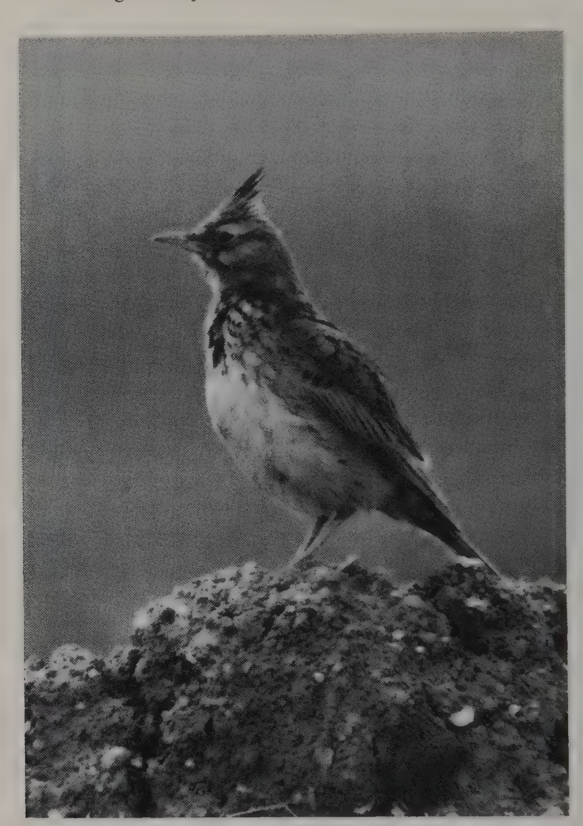


Abb. 81. Typischer Brutvogel urbaner Ödflächen ist die Haubenlerche (Foto F. PÖLKING).

bination Reihenhaussiedlungen oder andere dichter bestandene Wohnviertel mit größeren Grünflächen, wobei auch hier der überbaute Flächenanteil meist unter 50% liegt. In Stadtrandlagen zählen hierzu auch Kleinsiedlungen mit ausgesprochenen Nutzgärten (Obstbäume, Sträucher, Beete) oder Kleingartenanlagen (Schrebergärten) mit kleinen Zweckbauten (Lauben, Gartenhäuschen). Die natürliche Vegetation ist auch in der Gartenstadt meist nur in Resten vorhanden; angepflanzte Zier- und Nutzpflanzen dominieren. Hecken, Zierrasen oder stark abweichende individuelle Bepflanzung und Gestaltung von Einzelgrundstücken lassen eine Kleinkammerung der Landschaft entstehen, in der eine Verstärkung des Waldrandeffektes zu beobachten ist (MULSOW 1980). Das Nahrungs- und Nistplatzangebot ist in der Regel recht vielseitig. Sehr hohe Abundanzen können erreicht werden; die Artenzahl nimmt gegenüber den Innenbereichen der Stadt stark zu (vgl. Abb. 69).

Vororte. Weiter gegen den Außenrand der Stadt treffen wir auf Vororte, die mehr oder minder dörflichen Gemeiden entsprechen. Die Wohnhäuser stehen meist einzeln; oft gibt es auch (noch) landwirtschaftliche Anwesen und in der Umgebung landwirtschaftlich genutzte Flächen. Zwischen den Gebäuden befinden sich Gärten und andere Grünflächen; offene Flächen oder Wald grenzen vielfach unmittelbar an das Siedlungsgebiet an. Das Artenspektrum weist nun meist typische Arten der Agrarlandschaft auf; auch mit Waldvögeln, die normalerweise nicht oder selten im Stadtbereich auftreten, ist zu rechnen.



Abb. 82. Erst in Vororten und in der Gartenstadt finden wir Schwalben als Brutvögel, die sonst für ländliche Siedlungen typisch sind (Foto E. BEZZEL).

Abb. 83. Das Angebot von Lehmpfützen ist für Mehl- und Rauchschwalben Voraussetzung zum Bau ihrer Nester (Foto E. BEZZEL).

Viele Stadtrandgebiete und Vororte verlieren unter dem Einfluß der unmittelbar anschließenden Großstadt heute zunehmend ihren mehr dörflichen Charakter und werden durch Trabantensiedlungen, Industrieansiedlungen, Lagerhallen, aber auch Verkehrsflächen usw. ersetzt bzw. verändert.

Sonderstandorte mit unterschiedlichster Struktur und Eignung für die Besiedlung durch Vögel bilden Industrie- und Verkehrsanlagen (z.B. Hafenanlagen, Bahnanlagen, Flugplätze usw.). Die Zusammensetzung der Avizönosen ist je nach Habitatangeboten sehr verschieden; die Ergebnisse sind häufig schwer miteinander vergleichbar. In diesem Zusammenhang müssen auch Kläranlagen und Rieselfelder erwähnt werden, die oft starke Anziehungskraft auf die Vogelwelt ausüben und wichtige Vogelbiotope darstellen, vor allem auch als Rastgebiete für Zugvögel. Einige derartige Anlagen bilden international bedeutsame Wasser- und Sumpfvogelgebiete (z.B. Rieselfelder Münster, Harengerd u.a. 1973; ferner z.B. H. & W. Dittberner 1969, Pannach 1974, aber auch bereits Garling 1938).

Grünanlagen. Als eigene Biotope, gewissermaßen als grüne Inseln, sind Grünanlagen zu betrachten, wenn sie eine gewisse Mindestgröße von 10 bis 20 ha nicht unterschreiten und damit eine von der dicht bebauten Umgebung mehr oder minder unabhängige Avizönosen aufbauen können. Grünanlagen weisen in der Regel eine sehr geringe Bebauung auf und sind oft reich an Vegetation. Ihr Gesamtanteil an der Stadtfläche ist meistens sehr gering. Je nach Nutzungsart lassen sich Stadtparks und Friedhöfe unterscheiden. Letztere weisen als ausgesprochene Ruheinseln einen sehr geringen Störpegel durch Besucher und Verkehr auf. Die Dichte der Baumbestände ist mitunter sehr viel geringer als in Parks; Hecken und Gebüsche nehmen meist einen größeren Anteil als in Parks ein. Häufig ist in Friedhöfen auch der Nadelbaumanteil größer. Gärtnerische Eingriffe bestimmen das Bild. Parks dienen dagegen der Kurzzeiterholung der Stadtbevölkerung; sie sind häufig außerordentlich belebt und weisen Erholungseinrichtungen auf (z.B. Spiel- und Sportplätze). Sie können aber andererseits auch waldähnliche Gehölzbestände enthalten. Der Artenbestand der Brutvögel von Parkflächen kann mitunter sehr hoch sein. Er hängt nicht nur von der Strukturdiversität der Vegetation ab – die meist höher ist als in großen Waldgebieten –, sondern auch vom Vorhandensein von Gewässern und der Größe der Parkfläche sowie nicht zuletzt von ihrer Lage zum Stadtzentrum. Innerstädtische Parks sind wohl in der Regel artenärmer. Entscheidend ist auch oft, ob Parks miteinander durch »Grüne Adern« (Gärten, Alleen, bewachsene Flußufer usw.) miteinander verbunden sind. Im Vergleich zu Wäldern ist die Brutvogelfauna der städtischen Parks insgesamt gesehen sehr artenreich (Tab. 7.4); in der Regel sind jedoch Greifvögel und andere Gruppen (s. Abschnitt 9.1.3) schwächer vertreten als in vergleichbaren Biotopen des außerstädtischen Bereichs. Eine wichtige Funktion scheinen Parks auch als Rastplätze für Zugvögel, vor allem für baum- und buschbewohnende Singvögel zu spielen, gewissermaßen als Trittsteine im Häusermeer. Abundanz- und Artenzahl im Winter ist in der Regel höher als in den Wäldern des Umlandes (vgl. Abb. 61, 62). Parks sind häufig Plätze besonders intensiver Winterfütterung der Bevölkerung. Ihre Vogelwelt ist mit ein Bestandteil ihrer für den Städter wichtigen Erholungsfunktion.

9.1.3 Kurze Charakterisierung der Stadtavifauna – Synanthropie

Nach Tab. 7.2 werden zwar in mitteleuropäischen Stadtavifaunen relativ hohe Artenzahlen der Brutvögel erreicht, doch sind die eigentlichen Stadtbereiche in der Regel artenärmer als die Umgebung. Insbesondere in innerstädtischen Bezirken gibt es sehr arten-

arme Biotope (s. Tab. 7.1, 7.4, Abb. 69, Abschnitt 9.1.4). Stadtlandschaften mit mehr oder minder naturnahen Ökosystemen, aber auch Parks und Gartenstädte tragen sehr wesentlich zum Artenreichtum der Städte innerhalb ihrer politischen Grenzen bei. Die Artenliste der Durchzügler und Gäste steht in Stadtgebieten denen anderer Biotope kaum nach; bei Angebot an stehenden Binnengewässern, künstlichen Staubecken, Rieselfeldern, Kläranlagen usw. sind auch viele Wasservogelarten zu erwarten.

Im allgemeinen nimmt die Artenzahl der Brutvögel vom Umland gegen den Stadtkern zu stark ab. Dies ist durch umfassendes Material z.B. für Hamburg belegt (MULSOW 1980), geht aber auch aus vielen Probeflächenuntersuchungen unterschiedlicher Stadtbiotope hervor. Der Rasteratlas der Brutvögel Londons von MONTIER (1977) erlaubt eine genauere Darstellung der Verhältnisse. Obwohl hier die Zonen sehr großzügig gefaßt sind und mit den berühmten Parkanlagen im Inneren Londons (z.B. St. James' Park mit vielen Wasservögeln) das Ergebnis gegenüber anderen Stadtlandschaften günstiger gestalten, brüten auf einem Rechteck von etwa 104 km² in der Londoner Innenstadt nur noch rund 60% der Arten der gleichen Fläche im Außenbereich (Abb. 84). Die Artenzahl zwischen äußerem Vorstadtring und dem Umland ändert sich dabei kaum mehr. Der starke Abfall der Artenzahl vollzieht sich vor allem von den Vororten zum Stadtkern. Er betrifft unter den Landvögeln Nichtsingvögel stärker als Singvögel, so daß der Quotient gegen das Innere etwa gegen die Hälfte zurückgeht. Die auf den Probeflächen nach den Rasterkarten von MONTIER ermittelten Werte in Abb. 84 sind für die Gradienten in den entgegengesetzten Himmelsrichtungen nahezu identisch.

Gleichzeitig mit dem Rückgang der Artenzahlen wächst der Individuen- oder Biomasseanteil dominanter Arten (vgl. Tab. 8.2). Somit nimmt die Diversität mit zunehmender Bebauungsdichte der Stadt stark ab; dies gilt (vorübergehende Abweichungen im Mittwinter) auch außerhalb der Brutzeit (s. z.B. MULSOW 1980; ferner Abb. 62; außerhalb Mitteleuropas z.B. BATTEN 1972, HUHTALO & JÄRVINEN 1977, LANCASTER & REES

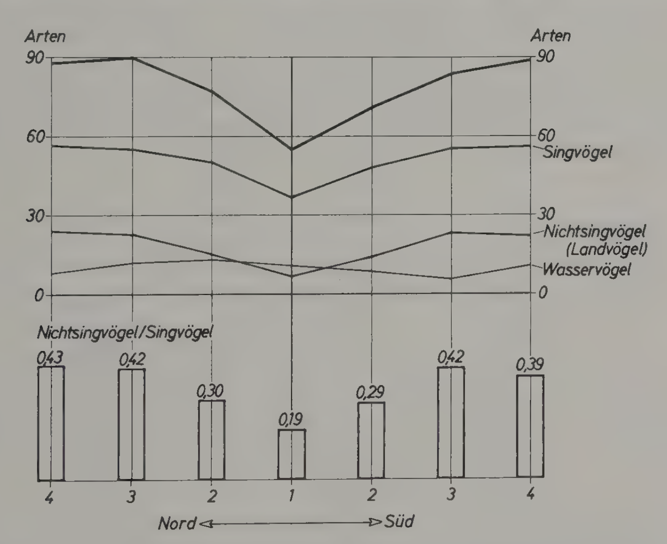


Abb. 84. Artenzahl und Verhältnis Nichtsingvögel/Singvögel (Landvögel) im Gebiet von Groß-London. Oben: Artenzahl auf aneinander grenzenden Rechtecken, die von Inner-London nach Norden und Süden bis ins Umland reichen. 1 = Inner-London; 2 = innere Vorstadt; 3 = äußere Vorstadt; 4 = Umland.

1979). Abundanz oder Biomasse pro Fläche steigt in der Stadt gegenüber der Umgebung beträchtlich an. So ergeben Bestandsaufnahmen nach der Methode der Linientaxierung in Helsinki und Umgebung für Wald- und Agrarflächen außerhalb der Stadt Biomassewerte von 21,9 bzw. 22,9 kg/km² gegenüber 229,2 kg/km² im Stadtbereich, also der zehnfachen Menge (NUORTEVA 1971). Diese Werte beziehen sich auf das ganze Jahr; die Unterschiede zwischen Stadt- und Umland waren im Winter am größten. Allerdings ergeben die Summenwerte NUORTEVAS keinen ganz korrekten Vergleich, da Vögel von der Größe eines Auerhuhns bis zu der des Wintergoldhähnchens zusammen gewertet wurden. Biomassewerte ohne Abgrenzung oder Angabe der mittleren Körpergröße sind wegen der unterschiedlichen Stoffwechselrate kleiner und großer Organismen sehr problematisch (REMMERT 1980). Daher wurden im folgenden die Arten nach Größenklassen (vgl. Abschnitt 4.4.3) getrennt bewertet. Nach den Linientaxierungen MULSOWS (1980) in und um Hamburg ergeben sich für das ganze Jahr ebenfalls deutlich höhere Biomassewerte für Kleinvögel in Stadtbiotopen, wobei die Werte innerhalb der beiden Biotopgruppen jeweils nahe beisammen liegen (Tab. 9.1). Uneinheitlich ist das Bild bei mittelgroßen und großen Arten. Dies ist einmal mit der hohen Biomasse der Wasservögel im Winter an den Parkgewässern zurückzuführen, zum anderen auf den in Abb. 84 aufgezeigten Trend der relativen Abnahme der Artenzahl landbewohnender Nichtsingvögel in Stadtbezirken. Die Biomasse der mittelgroßen Vögel der Wohnblockzone wird fast ganz von der Straßentaube gestellt. Die Tendenz der höheren Vogelbiomasse auf Stadtflächen ist aber generell auch bei größeren Gewichtsklassen zu erkennen. Die Werte von Hamburg liegen allerdings weniger weit auseinander als jene von Helsinki. Dies mag auf den härteren nordischen Winter (größere Bedeutung des »Glashauseffektes« der Stadt) zurückzuführen sein, aber z.B. auch auf die weiter vom Stadtrand entfernten außerstädtischen Vergleichsflächen von Helsinki, sofern nicht überhaupt methodische Unterschiede zu Buche schlagen. Weitere Untersuchungen an mitteleuropäischen Städten wären in diesem Zusammenhang sehr interessant. Auch die Sommervogelgesellschaften tendieren in der Stadt zu höheren Abundanzen bzw. Biomassewerten als im Umland, wie viele quantitative Kontrollflächenuntersuchungen der Literatur andeuten. Aus dem Material von MULSOW (1980) willkürlich herausgegriffene Kontrollflächen ergeben z.B. für zwei Wohnblockzonen eine Biomasse der Kleinvögel (Brutpaare) von 58,4 bzw. 50,2 kg/km², für 2 Waldflächen der Umgebung 15,8 bzw. 16,4 kg/km².

Tab. 9.1. Biomasse (kg/km²) der Vögel im Jahresmittel auf Kontrollflächen des Stadtgebietes von Hamburg und Umgebung nach Linientaxierung (Daten errechnet nach MULSOW 1980; s. auch Abb. 61 und 62).

	Kleinvögel (bis 125 g)	mittelgroße Vögel (bis 625 g)	Großvögel (> 625 g)	
Wohnblockzone	45,7	232,5	0,3	278,5
Gartenstadt	41,4	47,5	1,1	90,2
Grünanlagen	44,9	161,3	173,4*	379,6
Wälder	10,1	46,4	13,1	69,6
Feldmark	8,6	60,0	14,1	82,7

* an Parkgewässern viele Wasservögel

Die hohe Biomasse der Stadtvögel kann man als eine Folge der in Abschnitt 9.1.1 angedeuteten energetischen Abhängigkeit der Stadt von ihrer Umgebung ansehen. Der Energie- bzw. Stofffluß in die Stadt mit ihrer hohen Umsatzrate produziert soviel Abfall, daß davon Pflanze und Tier profitieren, allerdings nur relativ wenige Arten. Abundanz- und Dominanzverhältnisse der Stadtavizönosen sind somit Ausdruck der Unvollständigkeit brennstoffgetriebener Ökosysteme (vgl. NUORTEVA 1971, ODUM & REICHHOLF 1980). Überlegungen von LANCASTER & REES (1979) gehen davon aus, daß die Artendiversität der Vögel mit der Diversität vom Menschen geschaffener Strukturen abnimmt, da diese in der Regel Nahrungs-, Neststand- oder Ruheplatzbedürfnissen der meisten Arten (mit Ausnahme weniger) sehr abträglich sind. Viele der dauernd in der Stadt lebenden Vögel beziehen einen Großteil ihrer Energie vom Futter, das unmittelbar oder mittelbar vom Menschen stammt. Daher sind nichtterritoriale, am Boden nahrungssuchende Körner- oder Allesfresser in der Stadtlandschaft im Vorteil und können kopfstarke Populationen bilden (z.B. Haussperling, Straßentaube, Dohle). Bezüglich der Artendiversität in den Grünflächen der Stadt gelten die auch in anderen Biotopen ermittelten Beziehungen zwischen Diversität der Vegetationsstruktur und Artenzahl. Planung und Anlage von Grünflächen mit abwechslungsreicher Bepflanzung sind also in der artenarmen Stadtlandschaft von besonderer Bedeutung für die Bereicherung des Artenspektrums. Dies kann nicht nachdrücklich genug betont werden.

Das enge Zusammenleben nicht domestizierter Tiere mit Menschen wird als Synanthropie bezeichnet. Anlaß für Synanthropie bei Vögeln können Nahrungsangebot, Nistplatzangebot, aber auch vorübergehend besonders günstige Umweltfaktoren (z.B. offene Gewässer, milderes Stadtklima, günstiger Rastplatz usw.) sein. In Mitteleuropa ist Synanthropie bei wenigen Vogelarten obligatorisch, nämlich Haussperling, Straßentaube (die als Abkömmling von domestizierten Formen eine Sonderstellung einnimmt), Türkentaube und wohl auch Haubenlerche. Alle anderen Arten sind mehr oder minder ausgeprägte fakultative Synanthrope. Bei wohl keiner Vogelart dürfte Synanthropie permanent bzw. total ausgebildet sein, obwohl sicher Populationen mehrerer Arten das ganze Jahr über eng mit dem Menschen zusammenleben. In der Regel ist bei Vögeln Synanthropie (zur Nomenklatur s. SCHWERDTFEGER 1975) partiell. Typische Beispiele hierfür sind Rauch- und Mehlschwalbe oder Mauersegler, deren Nistplätze an Häusern stehen, deren Nahrungsareal aber in der Regel großenteils außerhalb menschlicher Siedlungen liegt. Der Grad der Synanthropie kann durch verschiedene Indizes gemessen werden, z.B.

$$S = \frac{2a + 2b - 2c}{2}$$

wobei a dem Anteil der Individuen einer Art im Urbangebiet entspricht, b jenem im Agrarbereich und c dem Anteil in wenig vom Menschen beeinflußten Biotopen. Der Index reicht von + 100 bis − 100 (NUORTEVA 1971, TISCHLER 1980). Hinweise auf Ausbildungsgrad der Synanthropie der Sommervögel können z.B. aber auch aus Rasterfrequenzen und vor allem durch die in Abschnitt 8.3.3 vorgestellten flächenbereinigten Abundanzen gewonnen werden (s. Abschnitt 9.1.4). Letztere haben den Vorteil, daß man nicht jeweils den gesamten Gradienten in einem Gebiet erfassen muß, um Präferenzen zu erkennen.

Die in Tab. 9.2 aus ganzjährigen Linientaxierungen errechneten Indizes beziehen sich nicht nur auf Stadtvögel im engeren Sinn, da auch die Agrarlandschaft positiv bewertet wird. Sie sind ferner auch nicht mit dem Synanthropiegrad der jeweiligen Brutpopulationen gleichzusetzen, sondern dem mittleren Aufenthaltsbereich im Jahreslauf. Der Synanthropie-Index einer Art kann im Laufe der Jahreszeiten sehr stark wechseln; manche

Tab. 9.2. Grad der Synanthropie einiger häufiger Vogelarten nach ganzjährigen Linientaxierungen. Zur Bildung des Indexwertes s. Text. Daten nach NUORTEVA 1970 und errechnet nach MULSOW 1980 (Wohnblockzone, Gartenstadt und städtischen Grünanlagen als Mittelwerte den Werten aus Feldmark und Wäldern gegenübergestellt).

	Helsinki 1966	Hamburg 1974 – 1976
Ringeltaube	– 5	+ 29
Straßentaube	+ 100	+ 100
Türkentaube		+ 100
Mauersegler	+ 89	+ 100
Haubenlerche		+ 100
Baumpieper	– 39	
Bachstelze	+ 81	+ 78
Heckenbraunelle		+ 52
Rotkehlchen	– 39	– 44
Amsel	– 44	+ 66
Singdrossel	– 33	+ 43
Wacholderdrossel		+ 99
Wintergoldhähnchen	– 66	– 54
Sommergoldhähnchen		– 33
Blaumeise		+ 10
Kohlmeise	+ 53	+ 10
Kleiber		– 39
Star	+ 56	+ 54
Haussperling	+ 99	+ 99,5
Buchfink	– 13	+ 93,5
Zeisig	– 22	– 71

Arten treten nur im Winter im Stadtbereich auf und sind in dieser Jahreszeit dort sehr viel stärker vertreten als in den umliegenden freien Landschaften. Umgekehrt verringert sich bei Stadtbrütern der Synanthropiegrad durch Migration oder zumindest vorübergehendes Abwandern der Jungvögel (Beispiele bei NUORTEVA 1971). Ganz allgemein ist der Synanthropie-Index im Zusammenhang mit den nicht unbedeutenden Oszillationen des Vogelbestandes zu sehen (vgl. Abschnitt 6.4).

Die Werte in Tab. 9.2 für Helsinki und Hamburg zeigen für einige Arten sehr gute Übereinstimmung, für andere große Unterschiede. Letztere beruhen möglicherweise auf der Erfassung unterschiedlich stark vom Menschen besiedelter Flächen (Helsinki wohl stärkerer Gradient als in Hamburg), sind aber sicher auch geographisch bedingt (z.B. härterer Winter in Finnland). Als wichtigste allgemeine Ergebnisse sind der Tab. 9.2 zu entnehmen, daß Synanthropie bei ein- und derselben Art regional sehr unterschiedlich stark entwickelt sein kann, ohne daß immer zwingende geographische oder ökologische Gründe dafür ersichtlich sind (s. unten). Untersuchungen über die Verteilung der Arten im Winter und die Struktur winterlicher Vogelgesellschaften im Stadtbereich zeigen sowohl Abhängigkeiten vom Nahrungsangebot und zwischenartlicher Konkurrenz als auch Beziehungen zur Fluchtdistanz vor dem Menschen. In Poznań (Industriestadt mit rund 500000 Einwohnern) waren z.B. in der City Straßentaube und Haussperling dominant, in der geschlossenen Wohnblockzone Haussperling, Türkentaube und Saatkrähe. In städtischen Grünflächen herrschten Saatkrähe, Haussperling, Grünling, Türkentaube, Amsel und Seidenschwanz vor. Im strengen Winter 1969/70 kam hier noch der Feldsper-

ling dazu. In randstädtischen ländlichen Gebieten dominierten Saatkrähe, Feldsperling, Haussperling, Grünling, Stieglitz, Goldammer; an Müllkippen Saatkrähe, Haussperling, Feldsperling, Dohle, Grünling (GORSKA & GORSKI 1980).

Schätzungen bzw. Teilzählungen lassen für die Rasterfrequenzen der Brutvögel von Groß-London und Umgebung erkennen, daß etwa ein Drittel der im Großraum kartierten Arten keinen Abfall der Rasterfrequenz gegen den Stadtkern zu zeigt und der Anteil der Arten mit Abnahme der Rasterfrequenzen von der Innenstadt zu den peripheren Gebieten verschwindend gering ist (Tab. 9.3). Viele Arten können sich, sofern sie überhaupt in der Innenstadt Fuß fassen, nur auf kleine einzelne Stützpunkte in Form von Inseln ansiedeln, so daß ihre Rasterfrequenz in der Innenstadt äußerst gering ist. Zur Verteilung von Abundanzen in einzelnen Stadtbiotopen s. den folgenden Abschnitt.

Die Verstädterung oder ganz allgemein die Synanthropie ist bei einer Reihe von Vogelarten relativ jungen Datums und vielfach ist die »Einwanderung« in die Städte derzeit noch im Gange. Dies ist grundsätzlich nicht verwunderlich, denn die Stadtlandschaft hat sich erst in den letzten 100 bis 200 Jahren entscheidend verändert und in den letzten Jahrzehnten enormen Zuwachs an Areal erhalten, wie ganz allgemein die rasch zunehmende Zersiedlung der Landschaft in der derzeitigen Form noch jüngeren Datums ist. Die Entwicklung der Kulturlandschaft hat zwangsläufig viele Vogelarten in Kontakt mit menschlichen Siedlungen gebracht. Wie bereits ERZ (1976) betont, war die mittelalterliche Stadt bis zum Industriezeitalter für die Besiedlung durch Baum-, Busch- und auch Bodenbrüter kaum geeignet. Zur mittelalterlichen »Intramuralornis« dürften Felsbrüter und Höhlenbrüter, wie Haussperling, Mauersegler, Dohle, Hausrotschwanz, Turmfalke und offenbar erst spärlich die verwilderte Haustaube als Straßentaube gezählt haben. Die kurze Zusammenstellung der Nachrichten über die Entwicklung der Straßentaubenbestände in europäischen Großstädten bei GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1980) läßt erkennen, daß offenbar vor dem 19. Jahrhundert nur einzelne Straßentaubensiedlungen (meist im Bereich von Marktplätzen) bestanden und die gegenwärtigen hohen Dichten meist erst ein Ergebnis der Entwicklung im 20. Jahrhundert, also damit noch sehr jungen Datums sind.

Tab. 9.3. Rasterfrequenzen der Brutvögel von Groß-London und Umgebung. Spalte „seltene Arten" nicht in den vorhergehenden 3 Spalten gewertet. Prozentzahlen beziehen sich auf die Gesamtartenzahl jeder Gruppe (linke Spalte, geschätzt nach MONTIER 1977).

	Rasterfrequenzen größer Außenbereich bzw. Umland	Innenstadt	einheitlich	seltene Arten
Wasservögel (n = 20)	15%	5% (Silbermöwe)	25%	59%
Nichtsingvögel-Landvögel (n = 34	68%	3% (Straßentaube)	15%	15%
Singvögel (n = 67)	48%	1,5% (Hausrotschwanz)	39%	11,5%
Σ = 121	48%	2,5%	30%	20%

Andererseits haben manche Arten den Großstadtkern sicher wieder verlassen, die heute noch in der Kleinstadt brüten, wie z.B. Mehl- und Rauchschwalbe. Da die Stadtstrukturen als Ergebnis menschlicher Planung sich rasch ändern, sind ganz allgemein auffällige Veränderungen in der Verbreitung einzelner Arten zu erwarten, besonders natürlich bei solchen, die das Stadtgebiet nur vorübergehend aufsuchen, wie z.B. winterliche Nahrungsgäste. Synanthropie ist bei einzelnen Arten auch innerhalb eines oft gar nicht so weitläufigen geographischen Raumes unterschiedlich ausgeprägt entwickelt. Ein durch Tomiałojć (1976) gut dokumentiertes Beispiel ist die Ringeltaube. Für regional sehr unterschiedliche Grade der Synanthropie bei Brutvögeln gibt es viele Beispiele (z.B. Singdrossel, Misteldrossel, Wacholderdrossel, Elster, Eichelhäher, Birkenzeisig, aber auch Bläßhuhn, Reiherente), noch mehr bei Gastvögeln außerhalb der Brutzeit.

Regional unterschiedlich enges Zusammenleben mit dem Menschen in dessen Siedlungsbereich ist grundsätzlich nicht so erstaunlich, wie oft betont. Auch andere Biotope werden von ein und derselben Art innerhalb ihres Areals unterschiedlich dicht oder in unterschiedlicher Verteilung besiedelt (vgl. z.B. Mauersberger 1971). Die Diskussion, ob hier genetische Unterschiede zwischen Populationen mit im Spiele sind, ist im Zusammenhang mit der Besiedlung von Städten insofern müßig, als die Stadtlandschaften in der heutigen Ausprägung ja erst kurze Zeit bestehen und viele Stadtbiotope sich höchstens graduell, nicht grundsätzlich von jener der »freien« Landschaft unterscheiden, zumal in der heutigen Kulturlandschaft. Populationsdruck und Arealausweitung (z.B. Ringeltaube, Silbermöwe, Bläßhuhn, Stockente) mag in einigen Gebieten neuere »Einwanderung« in die Stadt gefördert haben, andererseits sind aber auch rasch eingetretene Veränderungen in der Struktur und Ausdehnung menschlicher Siedlungen für neu eingetretene »Verstädterungen« maßgebend (vgl. auch Peitzmeier 1957).

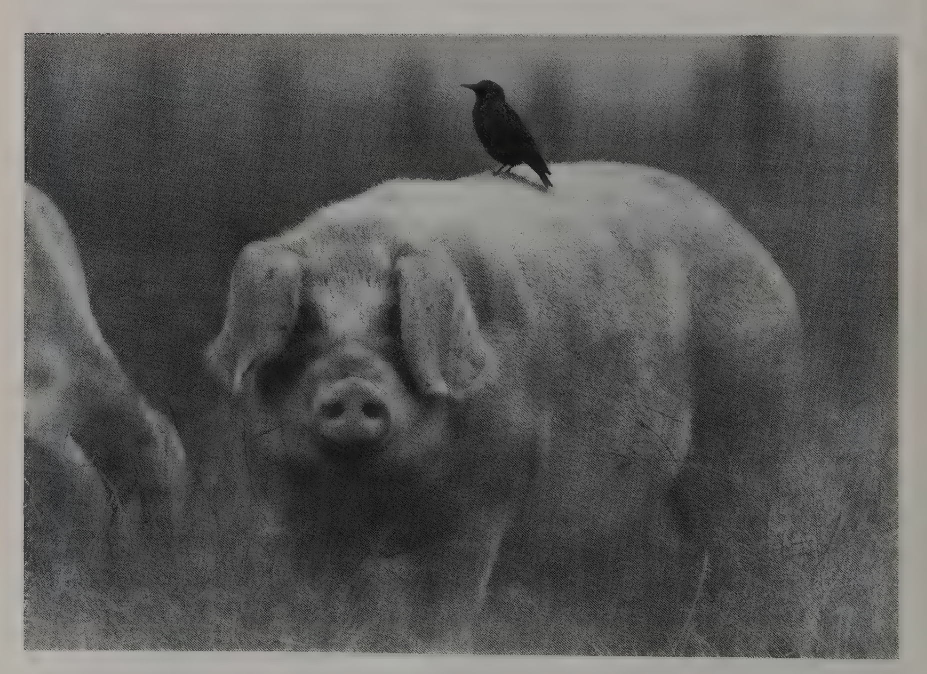


Abb. 85. Fakultative Synanthropie: Vögel (hier: Star) und Weidetiere (Foto F. Pölking).



Abb. 86. Rieselfelder und Kläranlagen sind mitunter überregional wichtige Rastplätze für Wasservögel: Kampfläufer auf der Rast an den Rieselfeldern der Stadt Münster (Foto F. PÖLKING).



Abb. 87. Zu den winterlichen Tagespendlern des Stadtkerns zählt in vielen mitteleuropäischen Städten die Lachmöwe (Foto E. BEZZEL).

Der Bildung von Traditionen in der Bevorzugung bestimmter Orte innerhalb lokaler Populationen, die auch unabhängig voneinander mehrfach entstehen können, kommt in diesem Zusammenhang große Bedeutung zu. Wie rasch viele Brutvögel auf veränderte Strukturbedingungen im Stadtbereich reagieren, zeigen u.a. die durch die Kriegsfolgen in vielen mitteleuropäischen Großstädten zu beobachtenden Ansiedlungen und Bestandsvermehrung, u.a. bei Bodenbrütern, wie Haubenlerche, Flußregenpfeifer, Rebhuhn, Steinschmätzer usw., die z.T. mit fortschreitendem Wiederaufbau die neu besetzten Gebiete wieder räumen mußten (z.B. für Berlin WENDLAND 1971). Natürlich sind manche systematische oder ökologische Gruppen besonders prädestiniert zur erfolgreichen Besiedlung von Stadtbiotopen. Abgesehen von den bereits weiter oben genannten Fels- und Höhlenbrütern sowie einigen Körner- und Allesfressern z.B. die Gattung *Turdus*, von der bis auf die Ringdrossel alle europäischen Arten zumindest in Teilen ihres Areals in Siedlungen eindringen.

Die Zeit der Entwicklung ausgesprochener Synanthropie fällt für die meisten Arten wohl bereits ins 19. (z.B. Ringeltaube, Singdrossel) oder schon ins 18. Jahrhundert (z.B. Amsel). Im Zusammenhang damit werden auch wohl manche auffallenden Arealerweiterungen oder Einwanderungen nach Mitteleuropa verständlich, wie bei Haubenlerche und Girlitz. In der Gesamtartenzahl sind Städte bzw. Stadtbiotope vom Rückgang neuerdings offenbar besonders betroffen trotz Ansiedlung neuer Arten (vgl. Abb. 42). Beispiele für neu eingetretene Verstädterungen (z.B. Tab. 9.4) zeigen häufig, daß manche mit allgemeinen Arealausweitungen oder Bestandszunahmen zu erklären sind (weitere Beispiele: Göttingen, HAMPEL & HEITKAMP 1968; Berlin, WENDLAND 1971, BRUCH u.a. 1978;

Tab. 9.4. Säkulare Veränderungen in Abundanz und Regelmäßigkeit der Vögel des Nymphenburger Parks in München von ca. 1880 – 1972 (nach WÜST 1973).

Brutbestand	73 Arten
Bestand über Jahrzehnte gleichgeblieben:	24 Arten
Bestand gegenüber Ende 19. Jh. zugenommen:	10 ,,
Bestand gegenüber Ende 19. Jh. abgenommen:	8 ,,
Bestand gegenüber Ende 19. Jh. erloschen:	12 ,,
Neuansiedler (Reiherente 1971, Bläßhuhn 1959, Türkentaube nach 1950, Gebirgsstelze, Wacholderdrossel 1961):	5 ,,
Künstlich angesiedelt	4 ,,
Brutgäste, unregelmäßige Brutvögel	10 ,,
Gäste	**85 Arten**
Regelmäßig säkular etwa gleichbleibend	12 Arten
Regelmäßig in zunehmender Zahl (Schnatterente, Lachmöwe, Sturmmöwe, Elster, Saatkrähe)	5 ,,
Regelmäßig in abnehmender Zahl (Eisvogel)	1 ,,
Unregelmäßige Gäste	53 ,,
Tiergartenflüchtlinge, aus menschlichen Gewahrsam u.a;	14 ,,

Hamburg, MULSOW 1968, 1980; London, CRAMP & TEAGLE 1952, MONTIER 1977). Auch manche innerstädtische Rast- und Futterplatztraditionen sind noch nicht alt (z.B. innerstädtische Starenschlafplätze erst seit Ende des 19. Jh., AVIAGNO 1980, BRUNS 1981; Bläßhuhn, Reiher- und Tafelenten an Winterfutterplätzen in Parkteichen z.T. erst nach Mitte des 20. Jh.).

9.1.4 Vögel in verschiedenen Stadtbiotopen

City. Als City-Brutvögel sind in Mitteleuropa insgesamt etwa 35 bis 40 Arten im Maximum zu erwarten, auf einer Fläche von 10 ha mindestens 5 bis 10 (Tab. 7.4). Damit zählt die City zu den artenärmsten Kulturlandbiotopen. Bisher sind allerdings noch relativ wenig quantitative Untersuchungen auf typischen Cityflächen über 10 ha durchgeführt worden. Das Ergebnis der vorliegenden Erhebungen ist aber recht einheitlich, so daß man es mit großer Wahrscheinlichkeit verallgemeinern kann. In den artenarmen Avizönosen der City dominieren wohl überall Straßentaube, Haussperling, daneben häufig auch Dohle und Mauersegler. Die Dominanzen von Straßentaube oder Haussperling können mitunter bis 70% betragen. Als Subdominante treten regelmäßig Amsel und Hausrotschwanz auf. Damit sind die Arten mit sehr hoher Präsenz eigentlich schon erschöpft. Unregelmäßig vertreten sind Türkentaube, Turmfalke, Grünling, Star und eine Reihe von Arten, die aber wohl kaum die Klasse der Subdominanten erreichen und in der Regel sogar Dominanzen unter 1% aufweisen, also den Rezedenten angehören. Geringe Artenzahl und hohe Dominanzwerte der häufigsten Arten ergeben für die Flächen der City die niedrigsten Diversitätswerte der Stadtlandschaft. Offenbar werden (ohne Berücksichtigung der Straßentaube) nur für Haussperling, Dohle und Mauersegler flächenbereinigte Abundanzen deutlich über 1 gefunden, aber keineswegs auf allen Probeflächen. Es gibt moderne Citybezirke in Großstädten, in denen selbst der Haussperling nicht einmal den Wert 0,5 erreicht (z.B. MULSOW 1968); auch in günstigsten Cityflächen wird 1,5 für ihn nicht überschritten. Alle anderen Arten erreichen höchstens auf einzelnen kleinen Kontrollflächen flächenbereinigte Abundanzen über 1 (z.B. Dohle, Türkentaube); meistens liegen die Werte unter 0,5, auch bei Amsel oder Hausrotschwanz. Die City ist also auch für viele typische Stadtvögel ein suboptimaler Biotop. Auch die jahreszeitliche Dynamik der Artenzahl, der Austauschrate von Arten zwischen verschiedenen Monaten und anderer Kenngrößen dürfte in der City im Vergleich zu anderen Stadtbiotopen oder gar zum Umland am schwächsten ausgebildet sein. Zustrom von Fremdpopulationen außerhalb der Brutzeit ist gering. Allerdings erhält die City von Herbst bis Frühjahr mitunter Zuwanderung von Tagespendlern, wie Lachmöwe, Dohle oder Saatkrähe, und auch Übernachtungsplätze können in belebten Zonen der City liegen, wie z.B. Schlafplätze von Star, Bachstelze, Haussperling oder Berghänfling.

Wohnblockzone. In der Wohnblockzone sind etwa 10 Arten mehr als in der City als Brutvögel in Mitteleuropa zu erwarten (Tab. 7.4), wenn auch die Artendichte auf kleinen Kontrollflächen von 10 bis 20 ha im Mittel kaum höher sein dürfte. Nach Tab. 9.5 sind in sehr hoher Präsenz Mauersegler, Haussperling, Amsel und Grünling vertreten; auch in der weiteren Reihenfolge der Arten mit Präsenzen von über 50% treten einzelne Baum- und Gebüschbrüter auf. Der Haussperling erreicht im Mittel sehr hohe flächenbereinigte Abundanzen, ebenso Mauersegler und jetzt auch die Amsel im Gegensatz zur City. Viele weitere Arten allerdings siedeln in verhältnismäßig sehr geringen Dichten. Im einzelnen ist natürlich zu beachten, daß auch die Wohnblockviertel einzelner Städte baulich sehr unterschiedliche Strukturen aufweisen und vor allem auch verschieden stark mit Grün

Tab. 9.5. Dominanzklassen, Präsenzen und flächenbereinigte Abundanzen der Brutvögel auf 22 Kontrollflächen je > 10 ha des Wohnblockviertels von 10 mitteleuropäischen Großstädten. Zahlen bei Dominanzklassen = Zahl der Kontrollflächen; Straßentaube nicht überall erfaßt. * = Extremwerte liegen weit außerhalb der Verteilung der übrigen Werte, in die Mittelwertberechnung nicht miteinbezogen.

Art	Dominante (mind. 5%)	Subdominante (2 – 5%)	Influente (1 – 1,99%)	Rezedente (< 1%)	Präsenz (%)	flächenbereinigte Abundanz $\bar{x}$	(Variationsbreite)
Haussperling	22				100	2,1	(0,8 – 4,6)
Mauersegler	13	9			100	1,7	(0,2 – 4,9)
Amsel	12	6	1	2	95	2,1	(0,1 – 7,8)
Grünling	9	9	2	1	95	0,7	(0,1 – 1,6)*
Türkentaube	4	4	3	5	73	0,6	(0,1 – 2,1)*
Star	4	9		3	73	0,6	(0,1 – 1,9)*
Kohlmeise	1	2	9	3	68	0,4	(0,1 – 2,0)*
Hausrotschwanz		4	3	7	64	0,5	(0,05 – 5,8)*
Blaumeise			6	8	64	0,1	(0,07 – 0,3)
Haubenlerche		3	3	7	59	–	
Straßentaube	(8)	(1)	(1)	(1)	(50)	–	
Buchfink		1		10	50	0,2	(0,04 – 0,8)*
Klappergrasmücke			2	9	50	0,1	
Ringeltaube			5	5	45	0,4	(0,1 – 0,7)
Dohle	2	2	1	2	32	0,5	(0,3 – 0,7)
Turmfalke				7	32	–	

Weitere 35 Arten weisen Präsenzen < 25% auf und in der Regel sehr geringe Abundanzen

durchsetzt sind (s. Abschnitt 9.1.2). Daher können sich auf einzelnen Kontrollflächen aus einer relativ großen Auswahl von Arten einzelne Paare da und dort ansiedeln; Präsenzen und Abundanzen liegen aber naturgemäß sehr niedrig. Dies bedeutet, daß nur relativ wenige Arten im Bereich der Wohnblockzone stabile lokale Populationen ausbilden können. Die Dominanzen der häufigsten Vögel sind ähnlich hoch wie in der City: der Haussperling kann sogar Werte bis über 80% erreichen. Damit ist auch in der Wohnblockzone noch mit einer geringen Diversität der Sommervögel zu rechnen. Die Jahresdynamik dürfte etwas stärker ausgeprägt sein als in der City; hohe Dichten bzw. Biomasseanteile in den Wintermonaten sind bei einer Reihe von Singvögeln und der Straßentaube die Regel. Zahlreiche Futterstellen dürften die Wintervogelwelt entscheidend beeinflussen. In der Wohnblockzone Hamburgs waren z.B. im Winter auf zwei Kontrollflächen von insgesamt 89 ha Haussperling, Straßentaube, Amsel und Lachmöwe dominant (mindestens 10%). Erst mit 1,5% folgte als nächste Art der Grünling (MULSOW 1980; s. ferner über Wintervogelwelt in Städten z.B. GORSKA & GORSKI 1980).

Gartenstadtzone. Gegenüber City und Wohnblockzone steigen nicht nur die Gesamtartenzahl der Brutvögel stark an (70 bis 75 Arten; Tab. 7.4), sondern auch die Brutvögel mit sehr hoher Präsenz und hoher flächenbereinigter Abundanz. Tab. 9.6 weist für 22 größere Kontrollflächen 11, MULSOWS Übersicht (1976) 10 eukonstante Arten (Präsenz mindestens 75%) auf. Ähnliche Übereinstimmung mit geringfügigen Abweichungen ergeben sich für die übrigen Präsenzklassen. Das bei MULSOW und in Tab. 9.6 ausgewertete Material besteht allerdings teilweise aus denselben Kontrollflächen. Die höchsten flächenbereinigten Abundanzen erreichen Amsel und Gartenrotschwanz mit über 2; beim Haussperling mit 1,1 werden im Mittel deutlich geringere Abundanzen als im Wohnblockviertel erreicht. Werte von über 1 erreichen im Mittel ferner Grünling, Klappergrasmücke, Feldsperling, Girlitz, Heckenbraunelle, Hänfling, also relativ viele Gebüschbrüter. Die Werte im einzelnen variieren stark (s. Tab. 9.6) und deuten damit an, daß die Gartenstadtzone sehr unterschiedlich günstige Strukturkombinationen für die einzelnen Arten bereithält. Nicht alle Arten mit hoher Präsenz erreichen im Mittel optimale Abundanzwerte, wie z.B. Star, Kohlmeise, Blaumeise, Buchfink. Als eigentliche Gartenvögel könnte man Amsel und Gartenrotschwanz bezeichnen, gemessen an der für sie errechneten hohen flächenbereinigten Abundanz.

Dominante Arten sind fast stets auch jene mit hoher Präsenz. Manche Ausnahmen, wie Mauersegler und Dohle, deuten auf sehr unterschiedlichen Anteil der Gebäude an Gartenstadtflächen hin. Diese Arten erreichen die Klasse der Dominanten bei hohem Anteil bebauter Flächen oder Anwesenheit alter Hochbauten (z.B. Kirchen). Im allgemeinen liegen die Höchstwerte der Dominanzen sehr viel niedriger als in City und Wohnblockzone. MULSOW (1976) errechnet für die von ihm ausgewerteten Flächen folgende durchschnittliche Reihenfolge: Haussperling 33,3%, Amsel 17%, Grünling 6,5%, Star 5,1%, Kohlmeise 4,2%, Heckenbraunelle 3,4%, Buchfink 3,3% und Gartenrotschwanz 3,3%, Feldsperling 2,8%, Singdrossel 2,5%, Ringeltaube 2,3%, Blaumeise 2,2%, Girlitz 2,1%, Türkentaube 2,0%. Diese Liste kann in einzelnen Städten natürlich eine starke Abweichung erfahren; z.B. fehlt, wie bereits angedeutet, in manchen Stadtlandschaften die Ringeltaube vollständig. Im allgemeinen stehen aber Arten der Siedlungsbiotope noch an der Spitze der Dominanzskala. Die Diversität ist infolge geringerer Dominanz der häufigsten Arten und größerer Artenzahl wesentlich höher als im Stadtkern und damit durchaus mit reich strukturierten Biotopen des außerstädtischen Bereiches vergleichbar. Sie nimmt offenbar ganz allgemein wie auch die Artenzahl mit abnehmendem Bebauungsgrad der Fläche zu (vgl. MULSOW 1976). Unterschiede im Anteil ökologischer Gruppen

Tab. 9.6. Dominanzklassen, Präsenz und flächenbereinigte Abundanz der Brutvögel auf 22 Kontrollflächen je > 15 ha der Gartenstadtzone von 10 mitteleuropäischen Großstädten. S. Tab. 9.4.

Art	Dominante (mind. 5%)	Subdominante (2–5%)	Influente (1–1,9%)	Rezedente (< 1%)	Präsenz (%)	flächenbereinigte Abundanz $\bar{x}$	(Variationsbreite)
Haussperling	19	3			100	1,1	(0,1 – 2,0)
Amsel	18	3	1		100	2,4	(0,1 – 6,9)
Grünling	17	5			100	1,4	(0,4 – 3,9)
Star	7	11	3	1	100	0,5	(0,1 – 1,6)
Kohlmeise	7	11	1	3	100	0,7	(0,1 – 2,0)
Blaumeise	3	8	7	3	95	0,7	(0,2 – 1,5)
Gartenrotschwanz	4	10	4	2	91	2,0	(0,1 – 5,6)
Buchfink	3	11	4	2	91	0,7	(0,1 – 2,4)
Klappergrasmücke		3	10	7	91	1,2	(0,5 – 2,7)
Feldsperling	3	4	7	4	82	1,2	(0,1 – 5,6)
Türkentaube	5	3	4	5	77	0,9	(0,1 – 3,5)
Girlitz	1	5	7	3	73	1,2	(0,1 – 4,3)
Heckenbraunelle	2	10	1	2	68	1,6	(0,1 – 3,2)
Fitis		3	4	8	68	0,3	(0,1 – 0,6)
Gelbspötter		1	8	6	68	0,7	(0,2 – 1,7)
Grauschnäpper			5	9	64	0,9	(0,3 – 2,1)
Ringeltaube	2	3	3	5	59	0,7	(0,1 – 1,8)
Singdrossel	1	5	5	1	55	0,8	(0,2 – 1,7)
Gartengrasmücke	1	2	2	6	50	0,7	(0,1 – 1,9)
Rotkehlchen		3	3	5	50	0,4	(0,1 – 0,9)
Dorngrasmücke		2	2	7	50	0,4	(0,1 – 1,1)
Mönchsgrasmücke		1	2	8	50	0,3	(0,1 – 0,8)
Hänfling	2	4	3	1	45	1,7	(0,2 – 5,3)*
Zilpzalp		2	7	1	45	0,5	(0,2 – 1,1)
Elster			3	7	45	0,3	(0,1 – 0,5)
Mauersegler	3	1	2	3	41	0,9	(0,1 – 1,8)
Zaunkönig	2		4	3	41	0,9	(0,1 – 2,1)
Gimpel		1	5	7	36		
Hausrotschwanz		1	2	5	36		
Rauchschwalbe		1	1	6	36		
Bachstelze				7	32		
Dohle	2	2		2	27		

Tab. 9.7. Nistökologische Einteilung der Brutvögel der Gartenstadtzone am Beispiel norddeutscher Kontrollflächen (nach MULSOW 1976). Maximalwerte der jeweiligen Nistweise fett gedruckt.
A = Dicht bebautes Villenviertel, stadtnah, bis über 50% künstliche Strukturen, kleinere Rasenflächen, meist Einzelbäume, selten größere Baum- und Gebüschgruppen.
B = Offen bebautes Villenviertel, Stadtrandlage, Vegetationsanteil über 50% der Fläche; große Rasenflächen, Hecken, Knickreste, Baum- und Altholzgruppen.
C = Kleingärten; geringe Verbauung, aber z.T. intensive Bodennutzung, Kulturpflanzen, gleichförmige Parzellen, Hecken, Obstbäume.

Teilfläche	Nistweise	Abundanz (Paare/100 ha)	Dominanz (%)
A	Höhlenbrüter	**69,9**	**64,1**
	Buschbrüter	28,8	27,4
	Baumfreibrüter	**9,2**	7,2
	Bodenbrüter	2,1	2,0
B	Höhlenbrüter	53,1	44,1
	Buschbrüter	**43,7**	**37,8**
	Baumfreibrüter	7,9	**7,3**
	Bodenbrüter	2,7	2,5
C	Höhlenbrüter	31,8	36,0
	Buschbrüter	41,2	37,8
	Baumfreibrüter	5,8	7,0
	Bodenbrüter	**3,8**	**4,6**

je nach Bebauungsgrad und Struktur der Vegetation zeigt Tab. 9.7. Baum- und Buschvögel spielen mitunter eine große Rolle mit einer Ausnahme: Spechte, Baumläufer und Kleiber. Der Typ des Stammkletterers ist in der Gartenstadt in der Regel also im Vergleich zu Parks und Wäldern stark unterrepräsentiert. Dies deutet darauf hin, daß allgemein in der Gartenstadt der mittlere Abstand hoher Bäume zu hoch ist für eine dauerhafte Ansiedlung in durchschnittlicher Abundanz.

In der Gartenstadt können auch sehr viele Durchzügler und Wintergäste jedenfalls kurzfristig beobachtet werden. Die Gärten erfüllen damit bereits teilweise schon die Funktion von Trittsteinen des Vogelzuges in der Großstadt. Freilich ist der Aufenthalt rastender oder nahrungssuchender Durchzügler in Gärten oft sehr kurz.

Innerstädtische Grünanlagen. Grünanlagen bilden die artenreichsten Biotope der Stadtlandschaft (Tab. 7.4). Wahrscheinlich nicht zuletzt deshalb sind ihnen besonders viele quantitative avifaunistische Studien gewidmet (Auswahl wichtiger Arbeiten: RINNHOFER 1965, WÜST 1973, LUNJAK 1974, SIMMS 1975, KÄMMERER 1976, TOMIAŁOJĆ & PROFUS 1977, MULSOW 1978, 1980, ELVERS 1978, 1980, LUSSENHOP 1978, BANSE 1979 usw.). Die insgesamt in Friedhöfen und Parks Mitteleuropas zu erwartende Artenzahl der Brutvögel liegt um etwa 10 bis 20 höher als in der Gartenstadtzone und ist etwa doppelt so hoch wie jene der Wohnblockzone (Tab. 7.4). Die Zunahme der Artenzahl pro Flächengröße ist viel höher als in den umliegenden Stadtbezirken (vgl. z.B. auch LUSSENHOP 1978). In der Artengesellschaft dominieren Baum- und Buschvögel; Bodenbrüter des offenen Landes treten zurück, ebenso Höhlen- und Nischenbrüter bzw. Gebäudebrüter (Tab. 9.8). Wie die Kontrollflächenauswertungen der Tab. 9.6 und 9.8 erkennen lassen, ist in den Grün-

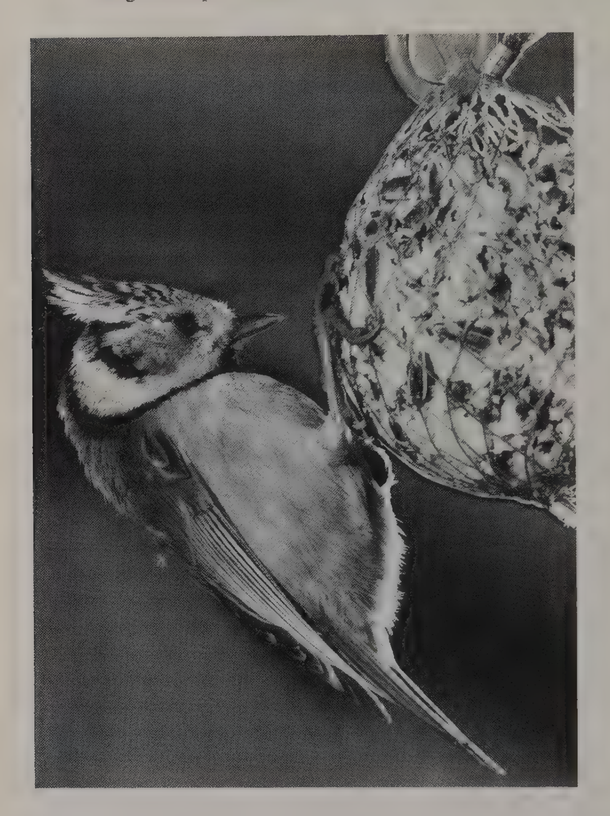


Abb. 88. Winterfütterung führt auch viele typische Waldvögel in den Bereich der Gartenstadt und Grünanlagen: Haubenmeise (Foto R. SIEBRASSE).

anlagen gegenüber der Gartenstadt auch der Anteil eukonstanter Arten (Präsenz über 75%) angewachsen. Die Diversitätswerte von Kontrollflächen sind etwa mit solchen aus der Gartenstadt vergleichbar, tendieren auch oft zu höheren Werten.

Je nach Vegetationsstruktur ähneln die Artengesellschaften der Grünanlagen mehr oder minder jenen der Laub- oder Mischwälder. In den Grünanlagen spielen auch Stammkletterer mit einigen Arten (am häufigsten Kleiber, Gartenbaumläufer und Buntspecht) in der Rangfolge der Präsenzen und Abundanzen eine gewisse Rolle (vgl. dagegen Gartenstadtbiotope). Einige allgemeine Unterschiede zur Avifauna naturnaher Waldgebiete sind aber für die Vogelwelt der Parklandschaften typisch, so z.B. hohe Abundanz und großer Artenreichtum buschbrütender Singvögel im Vergleich zu Hochwaldstadien, extrem hohe Abundanzen der Amsel, Eindringen mancher hochgradig synanthroper Arten (z.B. Haussperling, Feldsperling, Türkentaube), geringe Artenzahl bzw. Abundanz von Greifvögeln, Eulen und mancher großen Höhlenbrüter (z.B. Schwarzspecht, Hohltaube, s. auch Tab. 9.9). Natürlich fehlen in der Regel auf bestimmte Waldtypen angewiesene Arten als Brutvögel, wie Ziegenmelker, Waldschnepfe, Auerhuhn, Haselhuhn, aber auch z.B. Weidenmeise, zumindest heute so gut wie vollständig auch in großen Stadtparks. Ganz allgemein treten als Folge geringer Nadelwaldanteile im üblichen Parkbild Koniferen bevorzugende Arten zurück. Auf diesbezügliche Unterschiede zwischen Parkanlagen und Friedhöfen (letztere oft mit höheren Nadelholzanteilen) wurde bereits hingewiesen (s. Abschnitt 9.1.2). Die Abundanz höhlenbrütender Singvögel wird oft entscheidend vom Angebot an künstlichen Nistkästen bestimmt



Abb. 89. Kleine Grünanlagen im Stadtkern weisen oft einen relativ artenarmen Brutvogelbestand auf. Alter Friedhof in der Wohnblockzone, 3 ha. Brutvögel u.a. Buntspecht, Türkentaube, Kleiber, Kohlmeise, Amsel, Grauschnäpper, Grünling, Haussperling und in den Gebäuden viele Stadttauben (Foto E. BEZZEL).

(Diskussion z.B. RINNHOFER 1965). Manche Arten wie Birkenzeisig, Misteldrossel, Wacholderdrossel treten nur gebietsweise als regelmäßige Garten- bzw. Parkvögel auf (vgl. Abschnitt 9.1.3). Typisch für die Verteilung der Parkvögel ist ferner, daß im Unterschied zu Waldgebieten die Nutzung der Rasenflächen und der bodennahen Vegetationsschichten eine größere Rolle spielt (z.B. BANSE 1979). Vergleiche der Struktur von Park- und Waldlandschaften bieten noch ein dankbares Feld ornitho-ökologischer Untersuchungen.

In der Parkvogelgesellschaft spielen je nach Angebot auch Wasservögel oder ans Wasser gebundene Arten als Brutvögel eine Rolle, vor allem Stockente, Teichhuhn und in neuerer Zeit oft einige eingewanderte Arten, wie z.B. Bläßhuhn und Reiherente. Die Abundanz der Wasservögel – oft durch Aussetzungen oder durch Verstärkung aus Gefangenschaft entkommener Arten unterstützt – kann ganz erheblich sein (z.B. WÜST 1973).

Im einzelnen sind jedoch bei Vergleichen von Parkanlagen verschiedener Städte, aber auch innerhalb eines Stadtkomplexes in Abhängigkeit von Lage, Vegetationsstruktur, Größe und Nutzungsart durch den Menschen starke Unterschiede vor allem in der Artenzusammensetzung geringerer Präsenz und Dominanzklassen festzustellen (s. Abschnitt 9.1.2). Hierzu einige Beispiele:

Die wichtigsten Arten der innerstädtischen Grünanlagen Hamburgs führt Tab. 9.9 auf. Beim Vergleich mit außerstädtischen Waldflächen fallen vor allem die größeren Unterschiede in der Zusammensetzung der dominanten und subdominanten Arten außerhalb

Tab. 9.8. Dominanzklassen, Präsenz und flächenbereinigte Abundanzen der Brutvögel auf 20 Kontrollflächen je > 15 ha von Parks und Friedhöfen von 13 mitteleuropäischen Großstädten. S. Tab. 9.4. Nur Landvögel berücksichtigt.

Art	Dominante (mind. 5%)	Subdominante 2 – 5%)	Influente (1 – 1,9%)	Rezedente (< 10%)	Präsenz (%)	flächenbereinigte Abundanz $\bar{x}$	(Variationsbreite)
Amsel	19	1			100	3,4	(0,8 – 7,0)
Grünling	10	7	2	1	100	1,1	(0,4 – 4,7)
Kohlmeise	9	11			100	0,9	(0,2 – 3,0)
Mönchsgrasmücke	3	7	6	4	100	1,0	(0,1 – 3,3)
Star	11	5	3		95	0,8	(0,1 – 1,9)
Buchfink	7	9	2	1	95	0,8	(0,1 – 2,2)
Zilpzalp	7	8	3	1	95	0,9	(0,4 – 2,5)
Blaumeise	6	11	1	1	95	1,5	(0,1 – 4,7)
Rotkehlchen	1	10	4	4	95	0,8	(0,1 – 2,4)
Gartenrotschwanz	2	6	5	6	95	1,2	(0,2 – 4,8)
Girlitz		5	7	6	90	0,9	(0,2 – 2,9)
Gelbspötter	2	4	4	7	85	1,2	(0,2 – 3,8)
Ringeltaube	3	7	3	4	85	0,9	(0,1 – 5,9)
Singdrossel	4	6	3	4	85	1,0	(0,1 – 2,2)
Grauschnäpper		4	2	11	85	0,5	(0,2 – 1,3)
Türkentaube	2	5	1	8	80	0,7	(0,2 – 1,4)
Gartengrasmücke	1	2	9	4	80	0,6	(0,1 – 1,3)
Fitis	1	6	6	3	80	0,5	(0,2 – 0,6)
Rabenkrähe			3	12	75	0,9	(0,3 – 2,5)
Heckenbraunelle	3	7	2	3	75	0,8	(0,2 – 2,9)
Klappergrasmücke		6	2	8	75	1,1	(0,5 – 1,8)
Haussperling	7	4		3	70	0,2	(0,05 – 0,5)
Kleiber		6	4	4	70	1,0	(0,2 – 2,3)
Feldsperling	4	6	2	2	70	1,0	(0,3 – 2,2)*
Zaunkönig	1	3	7	2	65	1,1	(0,3 – 2,0)
Buntspecht		1	3	8	60	0,8	(0,3 – 1,6)
Gartenbaumläufer		3	4	5	60	1,2	(0,3 – 2,8)

Kernbeißer				12	60	0,5	(0,3 - 1,2)
Gimpel		2	1	8	55	0,5	(0,1 - 0,9)*
Trauerschnäpper		2	3	6	55		
Bachstelze			4	5	45		
Hausrotschwanz				8	45		
Eichelhäher		1	2	7	45		
Waldlaubsänger		1	1	6	40		
Sumpfmeise				7	35		
Dorngrasmücke			1	5	30		
Hänfling		1	2	3	30		
Nachtigall	1	2	1	2	30		
Wacholderdrossel	2	2	1	1	30		
Sommergoldhähnchen				6	30		

Weitere 33 Arten weisen Präsenzen bis maximal 25% auf.



Abb. 90. Nistkästen werden in den Grünanlagen auch bei lebhaftem Publikumsverkehr von einigen Singvögel erfolgreich benutzt (im Bild: Kleiber) (Foto E. BEZZEL).

der Brutzeit auf. Die in der Arbeit MULSOWS (1980) enthaltenen Daten lassen zudem erkennen, daß die nach Linientaxierungen ermittelten außerbrutzeitlichen Abundanzen der häufigsten Arten auf den Grünflächen der Stadt viel höher liegen als im Wald in Übereinstimmung mit den schon erwähnten allgemeinen ökologischen Verhältnissen der Stadtlandschaften (s. Abschnitt 9.1.1).

Auf 15 Friedhöfen Ostberlins mit einer Gesamtfläche von 195,7 ha ermittelten DOBBERKAU u.a. (1979) 56 Brutvogelarten. Präsenzen von 100% wiesen Star und Grünling auf, ferner von mindestens 75% Amsel, Blaumeise, Ringeltaube, Türkentaube, Kohlmeise und Sperbergrasmücke. Die Dominanzskala führen an: Amsel 17%, Grünling 11%, Star 10%, Blaumeise 7%, Kohlmeise und Feldsperling je 5,5%, Zilpzalp 5%, Ringeltaube 4%, Fitis 3,7%, Nachtigall 2,9%, Haussperling 2,8%, Gelbspötter 2,5%. Diese Rangfolge der Dominanzen wird durch eine Zusammenstellung von 19 Kontrollflächen von Friedhöfen aus der DDR und dem Norden der Bundesrepublik Deutschland derselben Autoren ergänzt, die auf einer Gesamtfläche von 259 ha als dominante Arten Amsel, Grünling, Buchfink aufweist, als subdominante (in abnehmender Größe) Haussperling, Zilpzalp, Heckenbraunelle, Star, Fitis, Gartenrotschwanz, Ringeltaube, Blaumeise, Kohlmeise, Feldsperling, Mönchsgrasmücke, Girlitz, Singdrossel, Klappergrasmücke.

Eine Ananlyse der Bestandsaufnahmen von 16 Grünanlagen Westberlins durch ELVERS (1980) ergibt folgende allgemeine Bewertung der Parkvogelgesellschaft: Die Artendiversität der Brutvögel nimmt bei abnehmendem menschlichen »Kultureinfluß« zu. In den innerstädtischen Anlagen ist die Gesamtabundanz der Brutvögel am größten. Dies hängt aber zum Teil wohl damit zusammen, daß die vom Autor ausgewerteten Flächen dieser

Tab. 9.9. Vergleich der Avizönosen der innerstädtischen Grünanlagen Hamburgs mit jenen der umliegenden Wälder (Daten nach MULSOW 1980).

A. Brutzeit

	Grünanlagen, 10 Kontrollflächen, 164,7 ha	Wälder, 10 Kontrollflächen, 141,6 ha
Präsenz		
100%	Amsel, Kohlmeise, Ringeltaube, Heckenbraunelle, Buchfink, Mönchsgrasmücke, Zilpzalp	Amsel, Buchfink, Kohlmeise, Rotkehlchen, Singdrossel, Waldlaubsänger, Heckenbraunelle
mind. 80%	Haussperling, Blaumeise, Star, Grünling, Singdrossel, Rotkehlchen, Gartenrotschwanz	Ringeltaube, Star, Blaumeise, Mönchsgrasmücke, Zaunkönig, Fitis, Zilpzalp, Buntspecht, Trauerschnäpper, Gartenrotschwanz
dominant	Amsel, Kohlmeise, Haussperling, Ringeltaube, Heckenbraunelle, Buchfink	Amsel, Buchfink, Ringeltaube, Star, Kohlmeise, Rotkehlchen
subdominant	Blaumeise, Star, Grünfink, Singdrossel, Feldsperling, Mönchsgrasmücke, Rotkehlchen	Singdrossel, Blaumeise, Waldlaubsänger, Mönchsgrasmücke, Zaunkönig, Eichelhäher, Heckenbraunelle, Fitis, Zilpzalp, Buntspecht, Kleiber
Stammkletterer	4 Arten	7 Arten
Greifvögel	3 Arten	5 Arten
Baumbrüter		
frei	28%	28%
in Höhlen	26%	31%
Bodenbrüter	13%	20%
Nichtsingvögel (Landvögel)	17%	21%

B. August – März

Grünanlagen, 3 Kontrollflächen, 46,4 ha		Wälder, 2 Kontrollflächen, 38 ha	
Art	Dominanz		Dominanz
Haussperling	22,6	Ringeltaube	22,2
Amsel	14,1	Kohlmeise	13,1
Ringeltaube	11,4	Amsel	9,7
Stockente	8,9	Wintergoldhähnchen	7,2
Lachmöwe	7,2	Blaumeise	4,9
Haustaube	6,2	Zeisig	4,9
Kohlmeise	4,1	Buchfink	4,0
Birkenzeisig	2,4	Eichelhäher	3,9
Zeisig	2,0	Elster	2,9
Feldsperling	2,0	Gimpel	2,8
		Stockente	2,5
		Birkenzeisig	2,1

Kategorie teilweise sehr klein sind (bis 6 ha) und damit die Umgebung die Ergebnisse auf solche Kontrollflächen sicher stark beeinflußt. Die geringe Artendiversität der Anlagen im Innenstadtgebiet geht dabei in Übereinstimmung mit Befunden aus der bebauten Zone z.T. auf geringe Artenzahl, z.T. auf sehr hohe Dominanzwerte der häufigsten Arten zurück. Teilweise sicher flächenabhängig ist die Abundanz der Brutvögel der größeren randstädtischen Anlagen geringer. Die Artenzahl liegt bei vergleichbarer Flächengröße am Stadtrand deutlich höher als in den inneren Bezirken. Die Diversität der Avizönose wird durch Habitat- und Strukturdiversität der Anlagen entscheidend bestimmt. Je reichhaltiger das Angebot, desto reichhaltiger auch die Vogelwelt. Die Bedeutung der Strukturvielfalt kann im Vergleich von Parkanlagen sehr eindrucksvoll demonstriert werden.

Ein wichtiger Umstand, der die Artenzusammensetzung vor allem der Brutvögel in städtischen Anlagen stark beeinflussen kann, ist das Ausmaß der Störung und die Frequenz der Anlage durch menschliche Besucher. Merkwürdigerweise ist in sehr eingehenden quantitativen Studien zur Parkavifauna der Einfluß der Störung noch relativ wenig untersucht worden. Wüst (1973) schildert in seiner Monographie über den Nymphenburger Park in München eine Reihe von Beziehungen zwischen Menschen und der Avifauna; Lussenhop (1978) weist in Friedhöfen von Chikago Rückgang der Artenzahlen als Folge menschlicher Störungen nach (weitere Diskussion s. Rinnhofer 1965).

Parks und Friedhöfe sind auch hervorragende Objekte, Einfluß menschlicher Biotopgestaltung und Pflege der Vegetation auf die Zusammensetzung der Avizönosen zu studieren, vor allem auch negative Folgen z.B. der ausgeprägten Ordnungsliebe städtischer Gartenverwaltungen.

Eine Sonderstellung in der Stadtavifauna nimmt die Begleitvogelwelt der großen Tierparks und Zoologischen Gärten ein. Hier können ebenso wie in Parkanlagen mit starker



Abb. 91. Parkgewässer weisen fast zu allen Jahreszeiten als Folge intensiver Fütterung extrem hohe Vogelbiomassen auf (Foto E. Bezzel).

Wasservogelfütterung und dichter Besetzung der Gewässer mit ausgesetzten Wasservögeln neben Biotopstruktur vor allem auch der eingesetzte Tierbestand und seine Fütterung die Zusammensetzung der freilebenden Avifauna stark beeinflussen, so daß solche Gebiete im Vergleich mit anderen Grünanlagen herausfallen (z.B. LENZ 1971, ELVERS 1980). Die umfassendste Studie über die Vogelwelt eines mitteleuropäischen Tierparks veröffentlichte FISCHER (1960 bis 1976) vom Tierpark in Ostberlin.

Industrie- und Verkehrsanlagen. Viele Einzelbeispiele quantitativer und qualitativer Untersuchungen der Vogelwelt von Industrieanlagen zeigen, daß je nach der Situation, wie Lage zur Umgebung, Struktur und Nutzung, sehr unterschiedliche Artenspektren der Vögel Industrie- und Verkehrsanlagen besiedeln können. So sind Gemeinsamkeiten kaum zu erkennen bzw. nur auf Grund regionaler Gegebenheiten zu werten. Industrie- und Verkehrsflächen bieten mitunter Biotope, die in der Kulturlandschaft selten geworden sind, z.B. wenig bewachsene Ödflächen. Hohe Artenzahl kann häufig auch darauf zurückzuführen sein, daß Teile verschiedener Ökosystemkomplexe in großer Vielfalt dicht nebeneinander liegen (z.B. kleine stehende Gewässer, Ruderalflächen, Kiesabbaugebiete, Buschgruppen, Gehölze usw.). Die Ansiedlung mancher Arten wird auch dadurch gefördert, daß jahrelang nicht oder nur sehr extensiv genutzte Flächen, die noch dazu für den allgemeinen Publikumsverkehr gesperrt sind, in große Industriekomplexe mit einbezogen sind. Hier können sich Pflanzen- und Tiergesellschaften über Jahre hinweg ungestört entwickeln. Nicht zuletzt aus diesem Grund sind große Truppenübungsplätze teilweise zu wertvollen Rückzugsgebieten bedrohter Vogelarten geworden. Hier sind allerdings im Gegensatz zu typischen Industrie- und Verkehrsanlagen oft auch naturnahe Ökosysteme einbezogen worden, die infolge der allgemeinen Absperrung trotz naturschutzfeindlicher Nutzung die Bedeutung von Reservaten erhalten können. Je nach Beanspruchung werden in Bereichen von Truppenübungsplätzen, Tagebau-Abbaugebieten, Kiesgruben, Abbauhalden und Deponien immer wieder Anfangsstadien von Sukzessionen mit ihren charakteristischen Avizönosen entstehen (vgl. z.B. Abschnitt 6.3). Auf die als Folge industrieller Nutzung entstehenden Biotope, wie Kiesgruben und ihrer Rekultivierung bzw. Renaturierungsprodukte (s. Abschnitt 9.3), Stauseen usw., ist hier nicht näher eingegangen. Die nachfolgenden Beispiele beziehen sich auf industrielle und verkehrstechnische Anlagen in Betrieb.

Im Gegensatz zu den eben kurz angedeuteten für die Vogelwelt förderlichen Entwicklungen muß natürlich auf die wichtige Bedeutung der Störung und je nach Art der Produktion möglicherweise auch auf Vögel sehr stark einwirkender Umweltbelastungen hingewiesen werden, die bisher noch kaum eingehend untersucht sind (vgl. Hinweise in Abschnitt 5.4). Die Stabilität der Avizönosen oder lokalen Populationen einzelner Arten auf Industrie- und Verkehrsflächen ist noch wenig untersucht. Eine Reihe von Überlegungen und Hinweisen läßt aber erkennen, daß die menschliche Nutzung solcher Flächen sehr häufig instabile Verhältnisse schafft, da rasche Veränderungen an der Tagesordnung sind und manche hierher zu zählenden Gebiete gewissermaßen dauernde Baustellen bedeuten (vgl. z.B. PLATH 1974). Auch sind in jedem Industriegebiet große Flächenanteile einbezogen, die von Vögeln überhaupt nicht oder nur sehr spärlich besiedelt werden können. Die oft erstaunliche Artenvielfalt auf Werksgeländen oder die unmittelbare Nachbarschaft vieler Brutplätze zu lärmenden Produktionsstätten darf nicht dazu führen, daß solche Gebiete bei Ornithologen oft etwas überbewertet werden, weil sich z.B. auf geeigneten Teilflächen zur Zugzeit immer wieder auch seltene Durchzügler oder Gäste einfinden. Andererseits: In Industriegeländen lassen sich auch sehr erfolgreich und für die Avifauna einer Landschaft wichtige Vogelschutzmaßnahmen durchführen, da

eben oft für normale Naturschutzgebiete nicht erreichbare Betretungsverbote und -beschränkungen bestehen.

Auf einer 55 ha großen Kontrollfläche des Hamburger Hafens, geprägt von Güterumschlag, Verkehr und Industrie mit teilweise bepflanzten Kanalufern und einer Straßenbaumreihe sowie großflächig an die Strukturierung von Ackergelände im Stadtumland erinnernden Verkehrsflächen brüteten 11 Arten (Diversität $H' = 1{,}18$; Eveness $J' = 0{,}49$). Dominant waren Straßentaube (48,8 %) und Haussperling (31,1 %). Weitere Plätze der Rangfolge nahmen ein: Amsel 4,9 %, Star, Hausrotschwanz, Grünling und Kohlmeise je 2,4 %, Mauersegler, Rabenkrähe, Elster und Stockente je 1,2 % (MULSOW 1968). Die Artenzahl war damit geringfügig größer als auf den umgebenden Cityflächen (Artenreichtum nach der Artenarealkurve jedoch nur 0,28!). Die Abundanz der Kontrollfläche lag jedoch unter allen anderen Stadtbiotopen. Die flächenbereinigte Abundanz beträgt z.B. für den Haussperling nur 0,3, für die Amsel lediglich 0,2!

In einer im Gegensatz zu Hamburg modernen Hafenanlage, dem Überseehafen Rostock, ermittelte PLATH (1974) auf einer Kontrollfläche von 176 ha nur 7 Arten und eine extrem hohe Dominanz des Haussperlings mit 91,7 %. Die flächenbereinigte Abundanz für den Haussperling betrug 4,2. Alle anderen Arten spielten also gegenüber dem Haussperling eine höchst untergeordnete Rolle. Möglicherweise wird aber die Verteilung der Abundanzen der einzelnen Arten mit fortschreitendem Alter der Anlage etwas ausgeglichener.

Das entgegengesetzte Beispiel einer extensiv genutzten Teilfläche einer Industrieanlage liefern die Untersuchungen FLADES (1980). Auf einer Kontrollfläche von 70 ha des Volkswagen-Werksgeländes in Wolfsburg machen Wasserflächen (Betriebswasser-Rückhaltebecken und kleine Teiche) 54 % aus. Die Ufer der Gewässer waren mit Büschen, Auenresten usw. bestanden; die übrige Fläche trug teilweise flachmoorigen Charakter. Nicht weniger als 53 Brutvogelarten konnten nachgewiesen werden (Artenreichtum nach Artenarealkurve 1,3), darunter auch Rotmilan, Rohrweihe, Mäusebussard, Flußregenpfeifer, Krickente u.a. Dominant waren Sumpfrohrsänger, Fitis und Nachtigall. Auch als Rastplatz hatte das Gebiet große Bedeutung. Mit dieser Kontrollfläche war aber nur eine relativ ungenutzte und naturnahe Fläche des gesamten Werkgeländes untersucht, das insgesamt rund 500 ha umfaßt, davon allein etwa 150 ha Gebäude, Werkshallen usw. zuzüglich weiteren hohen Flächenanteilen durch eine Versuchsbahn (über 20 ha), Parkplätze, Straßen, Bahngelände usw. Diese Flächenanteile dürften ähnlich den vorstehenden Befunden aus Hafenanlagen noch dünner als Citybiotope besiedelt sein.

Im Industrieareal von Linz an der Donau konnten auf einer allerdings nicht gemessenen Fläche 38 Brutvogelarten ermittelt werden (HÖNINGER 1966). Davon brüteten 10 im verbauten Industriegelände, nämlich Turmfalke, Türkentaube, Mauersegler, Haubenlerche, Rauchschwalbe, Amsel, Hausrotschwanz, Star, Grünling, Haussperling. Sie sind mit Ausnahme von Star in die Donauauen, dem Standort der Industrieanlage, neu eingewandert. Die 25 Arten, die als Brutvögel der Randgebiete des Industriegeländes festgestellt wurden, können als Restfauna der über 40 Brutvogelarten umfassenden ehemaligen Auengesellschaft betrachtet werden. 14 von ihnen können noch in das aufgelockerte Industriegebiet vordringen, das neben Bauten ansehnliche Vegetationsanteile aufweist. Weitere 10 Arten dieser Zone können wieder als Neueinwanderer betrachtet werden. Es handelt sich dabei im wesentlichen um das Artenspektrum des dichtbebauten Industrieanteils bzw. der Stadtlandschaft. Die Restfauna der Auen im Randgebiet des Industrieareals enhielt u.a. Wendehals, Grünspecht, Blaumeise, Kleiber, Zaunkönig, Blaukehlchen, Teichrohrsänger, Sumpfrohrsänger, Gelbspötter, Mönch-, Dorn und Klappergrasmücke, Zilpzalp, Fitis, Heckenbraunelle, Buchfink.

Weitere Literatur zum Thema Vogelwelt von Industriegebieten s. z.B. BEICHE 1976,

GRIMM 1969, HYLA 1970 a + b, PLATH 1975, ERZ & REHAGE in PEITZMEIER 1979, PANNACH 1979.

Literaturbeispiele über Siedlungsdichte, Bestandsdynamik und Verhalten einzelner Arten in der Stadtlandschaft:

Turmfalke: KURTH 1970, BEICHLE 1980, HUDEC u. a. 1981; Ringeltaube: GREMPE 1967, RIESE 1969, FRANK 1975, TOMIAŁOJĆ 1976, 1978, GNIELKA 1978, SAEMANN 1969a, 1975, RIESE 1969, JASCHKE 1974, FRANK 1975; Waldohreule: SCHMIDT 1974; Waldkauz: WENDLAND 1980; Mauersegler: BEKLOVA 1976; Wacholderdrossel: SAEMANN 1974; Nachtigall: SCHERNER & WILDE 1972, FLADE 1979, BRIESEMEISTER 1979; Elster: RIESE 1969, FRANK 1975, PLATH 1976, LEMKE 1977; Haussperling: OTTO & RECKER 1976, PLATH 1976.

9.2 Die Agrarlandschaft

Wie in der Stadtlandschaft fassen wir auch unter diesem Begriff verschiedene Ökosystemtypen (vgl. Abschnitt 2.4) zusammen, die sich als Elemente zu einer Landschaft, der Feldmark, vereinen. Die wichtigsten Elemente der Feldmark sind Ökosysteme des Grünlandes, der Äcker und Feldfluren, aber auch der Gebüsche, des Brachlandes, der Ruderalstellen, Feldgehölze und Hecken, also die Komplexe 7, 8, 9 und 10 in unserer Übersicht in Abschnitt 2.4. Im Zusammenhang mit dieser überwiegend durch die landwirtschaftliche Nutzung bestimmten Systeme sind auch noch ländliche Siedlungen zu sehen. Die wichtigsten Auswirkungen der Entwicklungen in der modernen Landwirtschaft sind bereits in Abschnitt 5.4.2 kurz zusammenfassend dargestellt, so daß wir uns hier auf einige spezielle Ergänzungen beschränken können. Aus der Vielzahl von Einzeluntersuchungen zur Vogelwelt in Elementen der Agrarlandschaft werden jeweils nur einige Beispiele herausgegriffen.

In der modernen Agrarlandschaft haben, wie bereits betont, starke Veränderungen als Folge der Intensivierung der Bewirtschaftung stattgefunden. Sie sind in ihren Auswirkungen auf die Biozönosen noch nicht vollständig zu überblicken, haben aber bereits zu erheblichen Artenrückgängen geführt. Die Erhaltung und Gestaltung von naturnahen oder reich strukturierten Ausgleichsflächen hat in der weiträumig genutzten Agrarlandschaft höchste Aktualität. Moderne Nutzungsformen führen einmal zu extremer Verarmung der Biotopskala und des Strukturreichtums auf den Wirtschaftsflächen und zum anderen ergeben sich aus der Intensität der Bearbeitung unmittelbare Gefahren für viele Feld- und Wiesenbrüter mit Veränderungen des Mikroreliefs auf den genutzten Flächen, Verknappung der Nahrung und Verluste durch die Technik.

9.2.1 Bodenbrüter in der Agrarlandschaft

Baumlose und gebüscharme Offenländer der Kulturlandschaft sind in erster Linie das Fortpflanzungsgebiet von Bodenbrütern verschiedener Familien. Rund 37 Landvogelarten kann man im weiteren Sinn zu dieser Gruppe zählen, darunter 23 Nichtsingvögel. Somit sind auf Heide, Moor, Grünland und Ackerflächen in den Brutvogelgesellschaften Nichtsingvögel in größeren Anteilen zu erwarten als in geschlossenen Baumbeständen (vgl. Abb. 70). Als Nahrungsraum ist die offene Feldmark vor allem für Mäusejäger, Nutzer der Wirbellosenfauna der obersten Bodenschichten und Körner- bzw. Pflanzenfresser verschiedener systematischer Zugehörigkeit aus anderen Biotopen von großer Bedeutung, die ständig oder zu bestimmten Jahreszeiten regelmäßig einzeln oder in gro-

ßen Schwärmen das durch Monostruktur oft noch geförderte Nahrungsangebot ausbeuten (Beispiele: Weißstorch, Graureiher, Gänse, Stockente, Mäusebussard, Turmfalke, Möwen, Tauben, Krähen, Drosseln, Star, Finkenvögel; s. auch Abschnitt 9.2.2).

Für das Schicksal vieler Bodenbrüter in der modernen Kulturlandschaft sind zwei Entwicklungen in der agrarischen Landnutzung entscheidend (vgl. Abschnitt 5.4.2), nämlich einmal die Veränderung der Flächen durch Wasseraustreibung sowie – zumindest in weiten Teilen des Binnenlandes – Umwandlung von Grünland in Ackerland und zum anderen Intensivierung der Nutzung unter Anwendung neuer Methoden.

Eine kurze Übersicht über die bevorzugten Neststandorte einiger Bodenbrüter zeigt Tab. 9.10. Die grobschematische Einteilung bezieht sich aber lediglich auf die Neststandorte der aufgeführten Arten und ist daher häufig nicht mit ihrem jeweiligen Lebensraum gleichzusetzen, der auch bei »reinen« Ackerbrütern, wie Fasan oder Rebhuhn, mehrere Elemente enhalten muß, besonders für die unterschiedlichen Jahreszeiten. Manche Nestflüchter führen bei entsprechender Wuchshöhe der Vegetation ihre Jungen aus der Brutfläche heraus in Gebiete anderer Vegetationshöhe und -dichte (s. unten). Für das Über-

Tab. 9.10. Schematische Übersicht der bevorzugten Neststandorte einiger „Bodenbrüter" in der Agrarlandschaft.
+++ = regelmäßig und zahlreich; ++ = regelmäßig, doch nur kleiner Teil; + = selten und unregelmäßig; (+) = ± ausnahmsweise; K = Küste (Näheres s. Text).

	Hochmoor	Flachmoor, Feuchtwiese usw.	Gedüngte Mähwiesen	Weiden (extensiv)	Äcker	Brach- und Ödflächen
Kornweihe		++			+	+
Wiesenweihe	+	+++	+		+	
Rebhuhn					+++	
Fasan					+++	
Wachtel		+	+		+++	+
Wachtelkönig		+++	++		++	+
Großtrappe					+++	+
Austernfischer				++		+++ K
Flußregenpfeifer						+++
Kiebitz	+	++	+++	++	+++	+
Kampfläufer	+	+++				
Bekassine	++	+++	(+)	+		
Uferschnepfe	+	++	(+)	+	(+)	
Brachvogel	++	++	++	+	+	
Rotschenkel		+++		+		+
Triel					+	+++
Sumpfohreule	+	+++		(+)	(+)	+
Feldlerche		+	++	+	+++	
Wiesenpieper	+	+++	+	+		
Schafstelze			++	++	++	+
Steinschmätzer						+++
Schwarzkehlchen	+	++	+	++		+
Braunkehlchen	+	+++	(+)	++		+

leben sind also mosaikartig zusammengesetzte Feldmarklandschaften wichtig. Viele Bodenbrüter sind gegen allzu enge Sichtblenden in Form von Baumreihen, Hecken, Gebüsch usw. empfindlich (z.B. Brachvogel, Großtrappe, Feldlerche), andere weisen bei nicht allzu enger Kammerung der Landschaft durch höhere Vegetationseinheiten größere Abundanzen auf (z.B. Rebhuhn). Auch ist zu berücksichtigen, daß die Verhältnisse in einzelnen Landschaften sehr unterschiedlich sein können, insbesondere die »Umstellung« auf Ackerbrutplätze. Für zahlreiche auch auf Äckern und intensiv genutztem Dauergrünland brütende Arten sind feuchte Standorte optimal, für andere wiederum spärlich bewachsene Ödländer. Bodenbearbeitung kann beiden Ansprüchen zumindest am Anfang der Vegetationsperiode insofern weitgehend gerecht werden, als die Lockerung der oberen Bodenschicht Stochern und Sondieren erleichtert, fehlende, kurze oder weit auseinanderstehende Vegetation dem Ökoschema vieler Arten nahekommt bzw. später dann die Fortbewegung der nestflüchtenden Jungvögel erleichtert. Mit dem raschen Wachstum der Kulturpflanzen ändern sich aber die Verhältnisse dann oft entscheidend und führen zu Abwanderungen bzw. Brutverlusten (s. unten). Aus Tab. 9.10 kann entnommen werden, daß sich unter den Bodenbrütern der Feldmark relativ wenige ausschließliche oder vorzugsweise Ackerbrüter finden (Hühner, Großtrappe, Feldlerche), andererseits heute häufige oder gelegentliche Ackerbrüter entweder aus feuchten Grünflächen oder Ödlandbiotopen stammen.

Einige regionale Beispiele mögen die heutige Situation einiger Bodenbrüter kurz beschreiben:

Kiebitz: In Hessen brüteten 1974/75 auf Ackerflächen 55%, auf Wiesen 30% und auf Brachflächen 15% der Brutpaare des Landes. 1977/78 betrugen die Anteile 80%, 17%



Abb. 92. Der Kiebitz ist gebietsweise zum Ackerbrüter geworden (Foto F. PÖLKING).

bzw. 3% (BEHRENS 1980). Im Landkreis Dinslaken brüteten 1973 von 200 Paaren 80% auf Feldern (Getreide, Rüben, Kartoffeln, Mais), 15% auf Wiesen und Weiden, 5% auf Öd- und Brachflächen (BUSCHMANN & MÜLLER 1974). Im Landkreis Lüneburg dagegen wurden 1969 von 114 Brutpaaren 92% auf nassen Wiesen und je einzelne Paare auf trockenen Wiesen und Feldern festgestellt (KIRSCH 1974). Im Kreis Wolmirstedt/Bez. Halle wurde in mehrjährigen Bestandsaufnahmen eine sehr enge Abhängigkeit der Bestandsgröße und der Siedlungsfläche vom Wasserstand ermittelt. In Hochwasserjahren war durch überflutetes Wiesengelände, wassergeschädigte Brach- oder Getreideäcker die Siedlungsfläche um ein Vielfaches größer. In Jahren ohne Frühjahrshochwasser beschränkte sich die Besiedlung dagegen auf die Randzonen der Altwässer und Tümpel sowie der angrenzenden Ackerflächen. In wasserreichen Jahren mit hoher Staunässe setzte auch die Bearbeitung der Wirtschaftsflächen viel später ein (ULRICH 1973). Die Verteilung von flächenbereinigten Abundanzen in drei aufeinanderfolgenden Jahren im Flachmoorgebiet der Friedländer Großen Wiese in Mecklenburg zeigt Tab. 9.11 (weitere Daten s. z.B. IMBODEN 1971).

Tab. 9.11. Verteilung flächenbereinigter Abundanzen (P/100 ha) des Kiebitz im Gebiet der Friedländer Großen Wiese/Mecklenburg. Untersuchte Fläche 2800 ha (Daten nach HÄCKER 1972).

	1968	1969	1970	$\bar{x}$
Acker ohne oder mit spärlicher Vegetation	2,55	0,86	0,60	1,34
Acker mit höherer Vegetation	0,22	0,32		0,27
Wiese	0,32	0,42	0,79	0,51

Brachvogel: Von 717 Brutpaaren Bayerns machte 1980 der Anteil der Wiesenbrüter 90,8% aus; 1,7% brüteten auf Ackerflächen, 0,4% auf Kleeschlägen und 7,1% auf Streuwiesen. Die ursprünglichen Brutbiotope der Hoch- und Flachmoore spielen also hier keine Rolle mehr für die Bestandserhaltung der Population (RANFTL 1982). Im Erdinger Moos bei München war in Brutgebieten des Brachvogels der Anteil des Wirtschaftsgrünlandes signifikant höher als im gesamten Versuchsgebiet; die Abundanz ist hier positiv korreliert mit dem Anteil des Grünlandes pro km^2. In einem Kreis mit Radius 100 m um den Neststandort fanden sich keine größeren Büsche und Baumgruppen; der mittlere Abstand von Sichthindernissen betrug 313 (Minimum 140) Meter. Als Minimum muß für das erfolgreiche Brüten ein Wiesenanteil von 40% vorhanden sein. Der Grund dafür, daß Äcker gemieden werden, liegt wohl u.a. darin, daß die Felder auch während der Brutzeit bearbeitet werden, Weizen- und Gerstenhalme sehr viel dicker als Grashalme sind und damit die Fortbewegung erschweren und schließlich im Grünland das Nahrungsangebot vielseitiger und reichhaltiger ist (MAGERL 1981).

Wachtelkönig: In den Niederlanden betrug der Anteil der Vorkommen auf Grünland von 1901 bis 1940 97,5%, auf Ackerland 1,7%; 1941 bis 1950 lagen die entsprechenden Werte bei 95,9% bzw. 3,2% und 1951 bis 1960 bei 90,2 bzw. 7,4% (BRAAKSMA 1962). In der Umgebung von Hamburg lagen von 133 Brutplätzen 87,2% in Grasland, 5,3% in Getreide, 3,8% in Großseggen, 1,7% in Schilf und je 0,75% in Futterschlägen, Ruderal- und Trümmervegetation (STREESE 1972). Im Kreis Tübingen fanden sich auf trockenem

Untergrund rufende Männchen 13mal in Weizen, 5mal in Gerste, 4mal in Hafer, 2mal in Gerste/Hafer und je 1mal in Klee- und Mähwiesen (KROYMANN 1968), in Westfalen 22mal in Weizen, 18mal in Gerste, 6mal in Hafer, 10mal in Roggen, 4mal in Raps, 4mal auf trockener Wiese, 3mal in Naßwiesen, je 1mal in Klee und an einer Straßenböschung (PRÜNTE & RAUS 1970). Auf dem Gebiet der DDR verteilen sich 793 auswertbare Biotopangaben wie folgt: 94,9% Wiese, 14,4% Feuchtgebiete, 13,7% Getreidefelder (dabei 10mal Weizen, 16mal Gerste, 5mal Hafer, 5mal Raps), 6,9% Futterschläge (Klee, Luzerne). Regionale Unterschiede sind dabei erkennbar; insbesondere werden im Bergland Felder gegenüber Wiesen bevorzugt (STIEFEL & SCHMIDT 1980 mit weiterer Diskussion).



Abb. 93. Der Brachvogel ist Wiesenbrüter geblieben; »Umstellung« auf Acker bietet keine Überlebensmöglichkeit (Foto F. PÖLKING).

Die Verteilungen von Brutpaaren und Abundanzvergleiche auf verschieden intensiv bewirtschafteten Flächen sagen noch nichts aus über die Dauerhaftigkeit solcher Befunde. Ackerbruten bei Kiebitz oder Brachvogel sind nämlich noch relativ jungen Datums und auch die intensive Nutzung auf gedüngten Mähwiesen mit bis zu 4 Wochen vorverlegter erster Mahd konnte sich bisher erst einige Jahre auf die Vogelwelt auswirken. Das »Einwandern« des Brachvogels in Äcker ist in der Regel lediglich die Folge der durch individuelle Markierung bewiesene Reviertreue der Brutvögel, die auch nach der Umwandlung ihres Brutplatzes in Ackerland am Ort festhalten. Überzeugendes Material zu dieser Frage liefert u.a. KIPP (1977). Ackerbruten des Brachvogels haben vermutlich langfristig keine Überlebenschance, da die Jungenproduktion extrem niedrig ist oder ganz ausfällt.

Lange individuelle Lebensdauer (Höchstalter eines Ringvogels 32 Jahre; Weibchen am Brutplatz mit 18 Jahren kontrolliert, KIPP 1977) täuschen über das Aussterben des Ackerbrachvogels zunächst hinweg. Aber auch in optimalen nassen Grünlandbiotopen sind Bodenbrüter einem vielfältigen Einfluß von Störfaktoren ausgesetzt (Abb. 94).

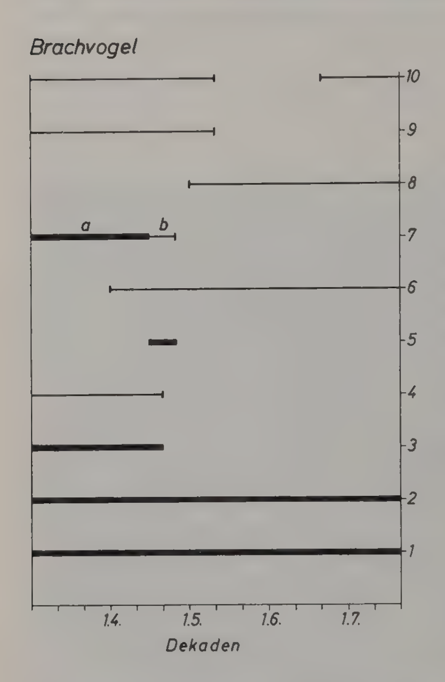


Abb. 94. Stör- und potentielle Verlustfaktoren im Brutgebiet des Brachvogels (Altmühlwiesen in Mittelfranken, nach H. RANFTL, Institut für Vogelkunde der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau). Dargestellt ist nur der zeitliche Ablauf der Störfaktoren, nicht deren Umfang. Dünne Linie = Störfaktor in unregelmäßigen Abständen.

1 = Landwirtschaft (s. Text); 2 = Naturfreunde, Fotografen, Vogelbeobachter; 3 = Spaziergänger mit und ohne Hund quer durch die Wiesen; 4 = Mopedfahrer in unregelmäßigen Abständen quer durch die Wiesen; 5 = Totalüberschwemmung; 6 = Angler; 7 = Hüteschafshaltung (a = erlaubt, b = rechtswidrig); 8 = Boote auf der Altmühl, Zelten, Wohnwagen; 9 = spielende Kinder; 10 = Modellflugbetrieb.

Einen eindrucksvollen Bericht über Brutausfälle lokaler Kiebitzpopulationen auf Acker- und Grünland gibt KOOIKER (1977). In einem Maisfeld wurden durch Pflügen und Einsäen sämtliche 6 Erstgelege vernichtet. Die Jungen der Nachgelege wurden etwa im Alter von 13 Tagen durch maschinelles Unterpflügen des Unkrauts zwischen den Maisreihen bis auf 2 Paare mit 2 bzw. 1 Jungen Anfang Juni getötet. Eine weitere Gefahrenquelle ist das im Alter von etwa 10 bis 14 Tagen stattfindende Auswandern aus der zu hoch gewordenen Ackervegetation in abgemähte oder abgeweidete Wiesen. Dabei müssen gefährliche Hindernisse, wie Gräben oder verkehrsreiche Straßen überquert werden. So wurden in dem hier geschilderten Beispiel von 11 Ackerpaaren insgesamt 7 bis 8 Junge flügge. Keiner der Verluste war auf potentielle natürliche Feinde zurückzuführen! Auf einer Probefläche im Weideland derselben Gegend wurden alle 12 Gelege durch weidende Schafe zertrampelt; Nachgelege kamen aus demselben Grund bis auf eines nicht auf. So wurde von 11 Paaren auf Grünland nur 1 Junges flügge.

Schutzprogramme für Acker- und Wiesenvögel sind heute von hoher Dringlichkeit. In den Niederlanden werden mit erheblichem Aufwand schon seit über 30 Jahren Programme des Wiesenvogelschutzes durchgeführt (z. B. KAMP 1980; weitere Literatur zum Schutz von Bodenbrütern z. B. BEINTEMA 1975, HOLLUNDER u. a. 1977, KIPP 1977, SCHREINER 1980, MAGERL 1980).

9.2.2 Vögel der Feldfluren und des Grünlandes

In den extrem artenarmen Avizönosen der reinen Ackerflächen (vgl. Tab. 7.1 und 7.4) finden nur wenige Bodenbrüter unter den heutigen Bedingungen noch ausreichende Lebensmöglichkeiten. In einer Stichprobe von 20 Ackerflächen von je mindestens 25 ha aus verschiedenen Teilen Mitteleuropas ist z.B. nur die Feldlerche mit einer Präsenz von 100% vertreten und zwar in einer mittleren Dominanz von über 75%. Alle übrigen Arten treten also sehr stark in den Hintergrund. Die Abundanz der Feldlerche ist auf Ackerflächen (noch?) relativ hoch; die flächenbereinigten Werte der 20 Probeflächen betragen 1,33 (0,4 bis 5,8). Die weiteren Werte dieser Stichproben (Präsenz + flächenbereinigte Abundanz): Rebhuhn (50% + 0,5), Schafstelze (40% + 0,65), Grauammer (30% + 1,1), Sumpfrohrsänger (20% + 0,38), Wachtel (20%). Mit Präsenzen unter 20% sind z.B. Goldammer, Fasan, Braunkehlchen, Rohrammer und eine Reihe weiterer Arten vertreten, die pro Fläche meist nur in einzelnen Paaren an Randstrukturen wie kleinen Sträuchern, einzelnen Bäumen, Stauden usw. gebunden vorkommen. Damit ist zu erwarten, daß auf Ackerflächen außer der Feldlerche nur noch wenige Arten flächenbereinigte Abundanzmittel über 1 erreichen können. Eventuelle Abhängigkeit der Abundanz einzelner Arten oder der Zusammensetzung der Avizönose von der Art der angebauten Feldfrucht, der Art der Bearbeitung usw. aufzuzeigen, ist angesichts der Tatsache, daß der Acker für nahezu alle Arten einen suboptimalen bis pessimalen Lebensraum darstellt, nebensächlich geworden. Die Erhaltung typischer Feldvögel, wie z.B. Wachtel oder Rebhuhn, ist heute mehr eine Frage der Kombination von verschiedenen Elementen der Agrarlandschaft geworden und damit vor allem der Erhaltung naturnaher Kleinflächen und -strukturen außerhalb des Intensivbereiches der Flächennutzung. Vermutlich ist die Avifauna der Feldflur derzeit in einer wesentlich rascheren Verarmung bzw. Umstrukturierung begriffen als die im Innenbereich der Stadtlandschaft.

Für einige norddeutsche Ackerflächen, von denen nur einige in die vorstehende Stichprobe eingingen, ermittelte Mulsow (1967) folgende Dominanzskala (6 Kontrollflächen = 354,15 ha): Feldlerche 76,6%, Rebhuhn 4,7%, Schafstelze 4,4%, Grauammer 2,9%, Wachtel 2,2%. Die Diversität H′ lag unter 1.

Auf Dauergrünland nimmt die Artenzahl gegenüber den Ackerflächen stark zu. Nach Tab. 7.4 sind auf landwirtschaftlich genutzten Grünländern (ohne ausgesprochene Feuchtwiesen und Flachmoore) insgesamt etwa doppelt so viele Arten zu erwarten wie auf Ackerflächen. Im Vergleich von kleinen Einzelflächen kann der Unterschied wesentlich höher sein. Auf Grünflächen ohne zusätzliche Strukturen steigen aber die Artenzahlen mit der Fläche im Bereich unter 50 ha kaum wesentlich steiler an als auf Ackerflächen. Auf 15 Kontrollflächen Norddeutschlands fand Mulsow (1977) sogar die sechsfache Artenzahl der Ackerfläche und eine doppelt so hohe Diversität. Die Dominanz der Feldlerche war mit 57,1% im Mittel deutlich niedriger als auf der Ackerflur. Weitere Dominanten mit hoher Präsenz waren Wiesenpieper (10,5%), Braunkehlchen (7,4%), Kiebitz (6,0%) Subdominante u.a. Rohrammer (4,3%) und Schafstelze (3,1%).

Zu solchen Ergebnissen ist allerdings kritisch anzumerken, daß hier Grünflächen sehr unterschiedlicher Nutzungsintensität und Feuchtigkeit zusammengestellt wurden. Ganz grob lassen sich folgende Wiesentypen unterscheiden:

Frischwiesen mittlerer Feuchtigkeit, häufig durch Wasserregulierung und Düngung entstanden, werden als Wiese mit mehrmaliger Mahd, Weide oder Mähweide (im Sommer gemäht, im Herbst beweidet) genutzt. Sie liegen vorzugsweise als Talfettwiesen im Flachland, sind aber auch als Bergfettwiesen mit zweimaliger Mahd oder als etwas ärmere Fettwiesen in höheren Lagen ausgebildet.

Unter den für viele Arten wichtigen Ried- oder Naßwiesen lassen sich verschiedene Typen unterscheiden. Wechselfeuchte Streuwiesen vertragen Austrocknen im Sommer; sie sind nicht gedüngt und werden meist nur einmal gemäht. Wenn sie aus der regelmäßigen Nutzung entlassen werden, was heute häufig der Fall ist, ist ihre Erhaltung ein beson-

Tab. 9.12. Vogelarten als Nutzer unterschiedlicher Vegetationstypen des Grünlandes. Beispiel DDR (nach REICHHOFF, JESCHKE u.a. 1979)

Vegetationstypen: 1 = Salzboden-Pioniergesellschaften; 2 = Salzweiden; 3 = Flut- und Kriechrasen; 4 = feuchte Fettweiden; 5 = Sumpfdotterblumen-Feuchtwiesen; 6 = Streuwiesen; 7 = feuchtes Ödland; 8 = Großseggenriede; 9 = Fettwiesen; 10 = Fettweiden; 11 = Bergwiesen; 12 = Sanddünengesellschaften; 13 = Triften; 14 = trockenes Ödland.

Nutzungsart: + = Bruthabitat, ○ = Nahrungshabitat, X = Brut- und Nahrungshabitat.

Art	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Wiesenpieper		X		X	X	X			X	X	X		X	
Seggenrohrsänger								X						
Großtrappe									X	X				
Birkhuhn						X								X
Flußseeschwalbe				+										+
Schwarzstorch			○		○			○	○					
Schwarzkehlchen												X	X	X
Brachpieper												X	X	X
Wiedehopf				○		○							○	○
Wachtelkönig					X		X	X		X				
Feldschwirl					X		X	X	X	X				
Sumpfohreule					X		X	X	X	X				
Braunkehlchen				X	X	X	X			X	X			
Wacholderdrossel				○	○	○	○			○	○	○		
Schafstelze				X	X	X	X			X				
Schreiadler				○	○	○	○		X					
Brachvogel		X		X	X	X	X		X	X				
Steinkauz				○	○	○	○	○		○				○
Wiesenweihe				X		X	X							
Kornweihe				X		X	X	X						
Weißstorch			○	○	○	○	○	○	○	○				
Bekassine			○	X	X	X	X	X						
Graugans		○	○	○			○	○						
Uferschnepfe		+	○	+	+				+					
Kiebitz	X	X	○	X							X			
Löffelente		+	○	+					+	+				(+)
Kampfläufer		X	○	X										
Rotschenkel	X	+	○	+	X									
Alpenstrandläufer	X	+	○	(+)										
Brandgans	+	+	○						+					
Mittelsäger	+	+	○									+		+
Sandregenpfeifer	X	(+)	○											
Austernfischer	+	+	○	+								+		
Säbelschnäbler	+	+	○											

deres Problem von Artenhilfsprogrammen für Feuchtwiesenbrüter. Nasse Wiesen können auch sehr feuchte, sauere, meist gedüngte Wiesen mit zweimaliger Mahd sein.

Saure, nährstoffreiche Wiesen auf trockenen bis mittelfeuchten Böden sind oft in Berglage entstanden (z.B. auf Kahlschlägen) und werden durch Beweidung oder einmalige Mahd extensiv genutzt.

Schließlich sind noch die verschiedenen Typen von Pionierrasen, Grasheiden, Trokken- oder Halbtrockenrasen zu unterscheiden, die in der Regel durch Schafe beweidet und höchstens einmal im Jahr gemäht werden. Eine weitergehende Einteilung vor allem extensiv genutzter Grünflächen nahmen Reichhoff u.a. für die DDR vor (s. Tab. 9.12).

Mahd fördert die strukturelle Gleichförmigkeit und eine Artenverarmung der Vegetation, die auch für intensive Beweidung typisch ist. Unter den Insekten werden vor allem Blütenbesucher und Samenfresser durch mehrmalige Mahd negativ beeinflußt. Verarmung der Artenzahl auf Mähwiesen ist eine Folge intensiver Düngung. Viele Wiesenbrüter (besonders Limikolen, Wachtelkönig) sind von einer gewissen Bodenfeuchtigkeit und vor allem als Nestflüchter von der Vegetationshöhe und -struktur abhängig (Einzelheiten siehe Abschnitt 9.2.1).

Nach Stichproben zu urteilen, erreicht die Feldlerche auf mittelfeuchten Mähwiesen höhere Abundanzen als auf Ackerland. Zehn Kontrollflächen ergeben flächenbereinigte Abundanzen von 2,5 (0,7 bis 5,5); die Abundanzen sinken stark mit zunehmender Nässe; Flachmoorwiesen, Naßwiesen sind oft nicht mehr regelmäßig besiedelt. Auch die Dauerweiden liegt die Dichte der Feldlerche meist deutlich unter 1. Auch für die Schafstelze werden auf Mähwiesen offenbar niedrigere Abundanzen als auf Dauerweiden gefunden; Naßwiesen sind von dieser Art sehr unterschiedlich besiedelt. Wiesenpieper und Braunkehlchen bevorzugen dagegen nasse Wiesentypen, letztere aber auch trockene Flächen mit entsprechender Struktur (hohe Halme, Weidepfähle, Jungfichten usw. als Sitzwarten). Solche Überblicke können aber nur ganz allgemeine Hinweise geben, da im Grünland wesentlich stärker als bei Ackerflächen regionale Unterschiede zu erwarten sind und die vielseitige Skala der Nutzungsintensität und -form zu berücksichtigen. ist. Die Verhältnisse lassen sich beim derzeitigen Kenntnisstand am besten durch Einzelbeispiele schildern.

Intensiv genutzte Mähwiesen sind hinsichtlich Artenzahl und Diversität mit Ackerflächen durchaus zu vergleichen; höhere Bodenfeuchtigkeit und/oder extensive Nutzung läßt Artenzahl und Diversität ansteigen, wobei die Diversität bei Vernachlässigung aller Begleitarten, die an Hecken, Büsche, Alleen usw. gebunden sind, vor allem auf das geringere Dominanzgefälle zurückzuführen ist. Dies wiederum ist in vielen Gebieten im wesentlichen auf den Rückgang des Dominanzwertes der auf intensiv genutzten Landwirtschaftsflächen mit weitem Abstand an der Spitze stehenden Feldlerche zurückzuführen (vgl. Tab. 9.13). Im Bereich der landwirtschaftlich genutzten Altmarsch am Rande der Geest in Schleswig-Holstein waren auf stark staunassen Böden, die als Mähwiesen genutzt wurden, Feldlerche (47,6%), Wiesenpieper (14,8%), Braunkehlchen (7,7%), Kiebitz (5,9%) und Bekassine (5,4%) dominant, während auf Wiesen, Weiden und Ackerland mit besserer Bonität im gleichen Gebiet Feldlerche (58,1%), Rohrammer (10% an Gräben!), Kiebitz (6,9%), Wiesenpieper (5,9%) die dominanten Arten stellten; Bekassine und Rotschenkel kamen nur auf staunassen Wiesen vor (Busche 1975).

Weitere regionale Vergleiche können die Veränderungen der Gesellschaft am Boden oder bodennah in krautiger Vegetation brütender Vögel sehr eindrucksvoll demonstrieren. In zwei gleich großen Kontrollflächen bayerischer Flachmoore, in denen die Anteile von Mähwiese und Acker im Vergleich zu unkultivierten Großseggenrieden und Pfeifengraswiesen sich genau entgegengesetzt verhalten, ergeben sich deutliche Unterschiede in Arten-

Tab. 9.13. Dominanz und Diversität der Brutvögel auf landwirtschaftlich genutzten Flächen des Kreises Lübz/Mecklenburg (Daten nach KINTZEL & MEWES 1976).

	Acker	Mähwiese intensiv genutzt	Naßwiese Viehkoppel
Kontrollflächen	5	2	2
ha	243	77	96
Brutpaare	116	99	71
Diversität	0,45	0,42	1,49
Rebhuhn	2,6		
Kiebitz	1,7	2	4,2
Feldlerche	87,1	90	43,7
Haubenlerche	0,9	1	
Schafstelze	6,9	3	4,2
Wiesenpieper	0,9	3	26,8
Sumpfrohrsänger			1,4
Braunkehlchen			9,9
Rohrammer			9,9

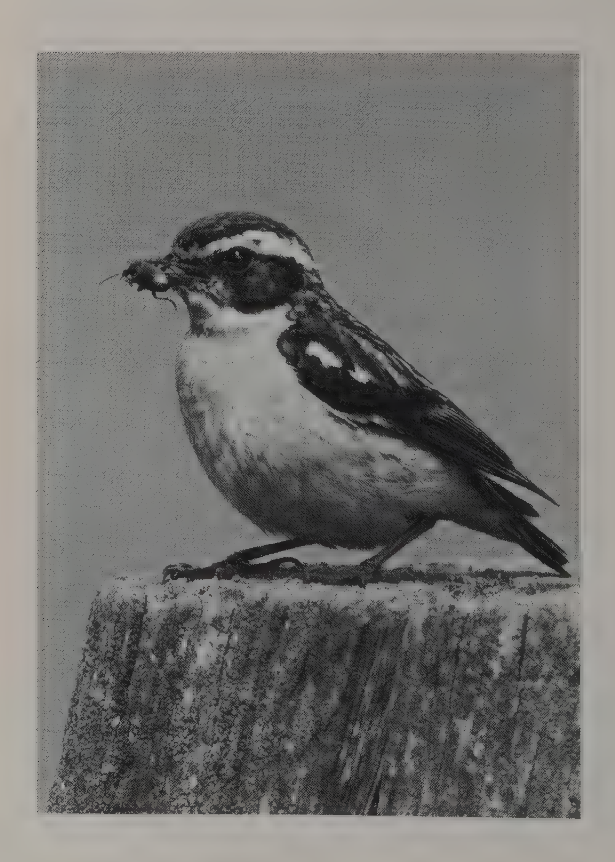


Abb. 95. Zwei durch die Intensivierung der Landwirtschaft gefährdete Singvögel: Braunkehlchen (links) und Ortolan (rechts) (Foto R. SIEBRASSE).



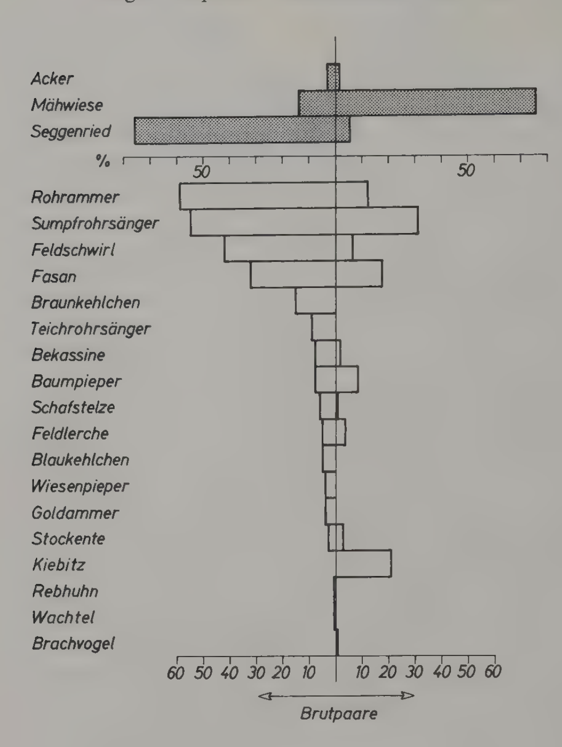


Abb. 96. Brutpaarzahlen einiger Brutvögel offener Flächen in zwei unterschiedlich kultivierten Flachmooren Südbayerns von je ca. 140 ha Fläche (nach HEISER 1974, SCHÄFER 1979). Gebüsch- und Baumbrüter nicht berücksichtigt.

Tab. 9.14. Brutpaare auf Mäh- bzw. Streuwiesen in der Tallandschaft um Garmisch-Partenkirchen. Zahlen = Brutpaare pro Jahr und Quadrat von 6,25 ha. Aufnahmezeit 5 Jahre. Auf den Mähwiesen stehen Heustadel, Brutplätze für Star, Hausrotschwanz, Amsel und Bachstelze. Mähwiesen gedüngt, zweimalige Mahd; Streuwiesen ungedüngt, einmalige Mahd.

	Mähwiesen	Streuwiesen
Feldlerche	1,1	–
Star	0,3	–
Bachstelze	0,4	0,07
Amsel	0,3	–
Hausrotschwanz	0,3	0,07
Braunkehlchen	0,06	1,1
Baumpieper	0,09	0,5
Goldammer	0,03	–
Stockente	–	0,1
Wiesenpieper	–	0,7
Rohrammer	–	0,3
Wacholderdrossel	–	0,07
Summe	2,58	2,91

zahl und Abundanz. Insgesamt sind auf der stärker kontrollierten Probefläche die Abundanzen fast aller häufiger Arten zurückgegangen, ebenso die Artenzahl. Typische ist das Vorkommen des Kiebitz auf kultivierten Flächen, während Teichrohrsänger, Wiesenpieper, Blaukehlchen usw. dort natürlich fehlen. In ursprünglichen Flachmooren erreichen vor allem Rohrammer, Rohrsänger, Feldschwirl eine deutlich höhere Abundanz (Abb. 96). Die Veränderung der Vogelgesellschaften der Talwiesen in den Alpen durch intensive Grünlandnutzung zeigt Tab. 9.14. Bei annähernd gleicher Brutpaarzahl pro Planquadrat ist die Feldlerche auf nassen Streuwiesen völlig verschwunden, während umgekehrt hier das Braunkehlchen, das auf Mähwiesen kaum anzutreffen ist, die häufigste Art darstellt. Star, Bachstelze, Hausrotschwanz und Amsel als weitere häufige Arten der Mähwiesen brüten an den zahlreichen Heustadeln, die in Streuwiesen fehlen. Somit ist ein großer Teil der Biomasse der Brutvögel auf Mähwiesen abhängig von zusätzlichen Strukturen.

Vor allem in ozeanisch beeinflußten offenen Agrarlandschaften Mitteleuropas sind Dauergrünland und Ackerflächen wichtige Rast- und Nahrungsgebiete im Winterhalbjahr für große Vogelmassen, z. B., Ringeltauben, Limikolen, Saatkrähen und Dohlen und vor allem Wildgänse, wobei manchmal die Umstellung der Nahrungssuche auf kultivierte Gebiete erst in neuerer Zeit stattfand (z. B. für Graugans in Teilgebieten der Niederlande, OUWENEEL 1979). Für die Wildgänse haben viele Gebiete der niederländisch-norddeutsch-polnischen Tiefebene insofern besondere internationale Bedeutung, als hier ansehnliche Teile der Weltbestände mancher Populationen überwintern (OGILVIE 1978, HUMMEL 1980). Die sich dabei für die Landwirtschaft und den Biotopschutz ergebenden Probleme betreffen nicht nur Grünland- und Ackernutzung, sondern auch Landgewinnung und Eindeichung sowie ganz generell die Zukunft des Wattenmeeres und der Flußmarschen (z.B. BUSCHE 1980, PODLOUCKY 1980). Nicht zu vergessen ist dabei auch wieder das Problem, ausreichend große störungsfreie Flächen für überwinternde Scharen zu sichern.



Abb. 97. Grünflächen in milden Winterklimaten bilden wichtige Nahrungsflächen für überwinternde Gänse (im Bild: Bläßgans) (Foto F. PÖLKING).



Abb. 98. Kiebitzschwarm im Spätherbst. Manche Teilzieher können in wintermilden ozeanischen Klimaten bei Angebot an geeigneten Grünflächen in Mitteleuropa überwintern (Foto F. PÖLKING).

(z. B. MOOIJ 1974). Veränderung der Bewirtschaftungsmethoden allein ohne großräumigere Änderung der Flächennutzung sind auch für die Wintervogelwelt der Agrarlandschaft folgenreich. Dies konnte PEITZMEIER (1975) für einen Ausschnitt der westfälischen Börde wahrscheinlich machen. Linientaxierungen in den Werten 1956 bis 1965 bzw. 1972 bis 75 ergaben eine erhebliche Abnahme für fast alle in den Wintermonaten erfaßten Vogelarten. Auf Witterungsfaktoren waren die Abnahmen nicht zurückzuführen. In den Nutzungsanteilen zweier Gemeindeflächen waren bis auf einen Rückgang des Futterklees von 2,8 % auf 0,3 % keine Änderungen zwischen 1960 und 1974 eingetreten. Da die Kleeschläge von einigen Arten (u. a. Turmfalke, Mäusebussard, Krähen, Finken) bevorzugt aufgesucht wurden, ist ein Teil der festgestellten Abnahmen dadurch erklärlich. In der ersten Hälfte der Zählperiode wurde das Getreide noch großenteils in den Feldscheunen gedroschen, in deren Umgebung den Winter hindurch Spreuhaufen liegen blieben, Anziehungspunkte für Mäusejäger und Körnerfresser. Durch den totalen Einsatz des Mähdreschers verschwanden die Spreuhaufen; die von den Maschinen auf die Felder ausgestreute Spreu und die Unkrautsamen werden unmittelbar nach der Ernte wieder umgepflügt, so daß eine winterliche Nahrungsquelle versiegt. Leider sind kaum vergleichbare Untersuchungen über eine ausreichende Zahl von Jahren während der Zeit der großen landwirtschaftlichen Umstellungen durchgeführt worden, die das Beispiel entsprechend ergänzen könnten.

Abb. 99. Das Feldmausangebot der Agrarlandschaft trägt zur Regulation der Abundanz des Mäusebussards und anderer Kleinsäugerjäger bei (Foto F. PÖLKING).



Abb. 100. Intensiv genutzte Agrarflächen reichen oft bis unmittelbar an die Grenze eines Naturschutzgebietes (Foto K. HAARMANN).

9.2.3 Vögel in Hecken, Feldgehölzen, Dörfern und auf Brachflächen

Hecken und Feldgehölze. Selbst kleine Baum- und Buschgruppen oder Heckenreihen können die Artenzahl in der Agrarlandschaft stark erhöhen, indem sie die Ansiedlung einer Reihe von Gebüsch- und Baumbrütern fördern, die aus der umgebenden Fläche Nahrung beziehen.

Auf drei gemischten Acker-/Grünlandflächen der Schweiz von insgesamt 162,4 ha machte Buschland nur 0,5 % der Fläche aus. Ferner gab es insgesamt 1515 m Hecke, eine Pappelreihe von 100 m, 55 einzelne Bäume und 41 Einzelbüsche. Von den 28 Brutvögeln der Gesamtfläche waren 10 ausschließlich an Gebüsch und Bäume gebunden, also 36 % der Artenzahl, die insgesamt etwa 16 % der Brutpaare ausmachten. Die Ansiedlung weiterer 5 (= 18 %) Arten war zumindest teilweise durch die Hecken bedingt (Nistplätze oder Singwarte; Sumpfrohrsänger nicht mitgerechnet); ihre Gesamtdominanz betrug 16,6 %. Damit kann das Vorkommen von über 50 % der Brutarten und etwa ein Drittel der Brutpaare durch die Ausstattung der Fläche mit relativ wenigen Büschen, Hecken und Bäumen erklärt werden (Daten nach FUCHS & SCHIFFERLI 1980).

Auf einer Kontrollfläche in Hessen von ca. 72 ha (80 % Acker, 16 % Grünland; Rest Wege und Gräben), die KLEIN (1979) untersuchte, befanden sich nur 22 Einzelbäume und eine Hecke von 100 m Länge und 4 m Breite. Von 16 Arten, die in 3 Jahren als Brutvögel ermittelt wurden, ist die Anwesenheit der Hälfte nur auf die geringe Anzahl von Bäumen und Büschen zurückzuführen. Diese Arten zählen natürlich alle nur zu den Influenten und Rezedenten und machten insgesamt etwa 10 % der Brutpaare aus.

In ausgesprochenen Gebüsch- und Heckenlandschaften ist der Anteil an solche Strukturen gebundenen Arten in der Avizönose natürlich viel höher. Ein Beispiel aus der Knicklandschaft Schleswig-Holsteins faßt Tab. 9.15 zusammen. Hier machen die vom Knick unabhängigen Offenlandbrüter nur noch einen Bruchteil des Artenspektrums aus, wenn auch die Feldlerche noch die Spitze der Dominanzrangfolge halten kann. In diesem Beispiel wird auch angedeutet, daß zu geringe Abstände von Hecken, Gehölzen oder Gebüschgruppen typische Offenlandbrüter verdrängen (vgl. Abschnitt 9.2.1) und damit die Bereicherung des Artenspektrums mitunter auch auf Kosten von Bodenbrütern gehen kann. Die Verteilung der Reviere bzw. Aufenthaltsorte einzelner Arten auf einem Ausschnitt der Knickfläche zeigt Abb. 103.

Hecken, Gebüsch- und Baumgruppen führen also zu einer Vergrößerung der Artenzahlen des Agrarlandes, die im Vergleich zu sehr geringen Flächenanteilen solcher Strukturen, aber auch im Vergleich zu einheitlichem Wald oder dicht mit Bäumen bestandenen Parkflächen, unverhältnismäßig hoch erscheint. Damit zeigt sich, daß im Hinblick auf ihren Anteil an der Gesamtfläche, aber auch an der pflanzlichen Biomasse äußerst bescheidende Kleinstrukturen eine entscheidende Rolle spielen, Vogelarten zur Besiedlung eines Gebietes überhaupt zu veranlassen. Die Nahrung wird ja großenteils von den umliegenden Flächen bezogen. Die Erhaltung oder Anpflanzung solcher Kleinstrukturen darf aber nicht darüber hinwegtäuschen, daß in einzelnen Heckenstreifen, Busch- oder Baumreihen bzw. -gruppen sich zumeist nur einzelne Paare bestimmter Arten ansiedeln können und bei zu starker Isolation solcher Strukturen in der Feldmark keine stabilen lokalen Populationen entstehen können. Die Hecke ist ohne Zweifel auch für viele Buschbrüter eine »Notlösung«.

Tiefer gestaffelte Buschgruppen weisen in der Regel oft wesentlich höhere Abundanzen auf. Für andere Arten ist dagegen die unmittelbare Nähe der Feldflur ohne Zweifel von Vorteil (z.B. Ammern, Feldsperling). Im allgemeinen erreichen jedoch busch- und baumbrütende Arten auf Flächen mit Kleingehölzen und Hecken keine optimalen



Abb. 101. Vorher – Nachher: Auch ohne zwingende wirtschaftliche Notwendigkeit werden von Landwirten Kleinstrukturen beseitigt, wie hier auf einer Gemeinschaftsweide auf Staatsgrund in einem Landschaftsschutzgebiet. Der Gewinn an Trockenrasen für die Gemeinschaftsweide ist minimal, die Weidenutzung altes Recht. Durch Buschrodung gingen u.a. Brutplätze des Neuntöters und einiger Grasmücken verloren. Die zuständige Behörde war damit einverstanden, daß diese Rodung am 25. April durchgeführt wurde! (Foto E. Bezzel).



Abb. 102. Wichtige Kleinstruktur: Kopfbäume. Hier eine uralte Weide mit jungen Trieben. Derartige Bäume bilden Brutplätze für Stockente, Wiedehopf, Steinkauz, Gänsesäger usw. (Foto K. Haarmann).

Tab. 9.15. Dominanz der Brutvögel einer ostholsteinischen Knicklandschaft (80 ha); 4 jährige Bestandsaufnahmen (nach PUCHSTEIN 1980). A = dominant; B = subdominant; C = influent; D = rezedent.
1 = starke Bindung an den Knick, käme ohne Baum und Strauch nicht vor;
2 = lockere Bindung an den Knick; käme u.U. auch ohne Knick vor;
3 = keine Bindung an den Knick; wird von zu dichtem Knick negativ beeinflußt.

	1		2		3	
A	Dorngrasmücke	14	Sumpfrohrsänger	6,2	Feldlerche	13,8
	Goldammer	10,6				
	Heckenbraunelle	7,8				
B	Amsel	4,1	Fasan	3,3		
	Fitis	4,1	Braunkehlchen	2,9		
	Gartengrasmücke	3,4				
	Klappergrasmücke	3,3				
	Gelbspötter	3,2				
	Ringeltaube	3,0				
	Kohlmeise	2,5				
	Bluthänfling	2,1				
C	Gartenrotschwanz	1,97	Rebhuhn	1,7	Kiebitz	1,45
	Singdrossel	1,45	Rohrammer	1,05		
	Stockente	1,31	Rabenkrähe	1,05		
	Buchfink	1,18				
D	10 Arten				Schafstelze	

Abundanzen (vgl. Tab. 8.8), auch wenn es zu starker Konzentration von Nestern kommen kann.

Die Artenzahl der Brutvögel von Hecken- und Windschutzstreifen ist je nach Struktur und Alter solcher Anpflanzungen (ausführlich dazu z.B. PUCHSTEIN 1980) recht hoch, das Artenspektrum aber etwas einseitig. So fehlen, sofern nicht künstliche Nistgeräte angebracht sind, die meisten höhlenbrütenden Singvögel, ferner Kleiber, Baumläufer, einige Finkenvögel (Kernbeißer, Zeisig, Kreuzschnabel), Spechte, Greifvögel und Eulen in der typischen Heckenfauna. Für viele charakteristische Heckenvögel bedeutet die Hecke auch wahrscheinlich ein suboptimales Bruthabitat oder ein letztes Rückzugsgebiet, vor allem, wenn solche Strukturen zu hohe Maximalabstände voneinander aufweisen.

Nicht übersehen werden sollte auch der Umstand, daß schmale Heckenstreifen oder einzelne kleine Gebüschgruppen auch unter Umständen starken Störungen durch landwirtschaftlichen Maschinenverkehr usw. ausgesetzt sind. Hecken als Straßenbegleiter führen zu Jungvogelverlusten durch den Verkehr (GÖRNER 1978; s. auch Abschnitt 5.4.6).

Die Bedeutung der in die offene Agrarlandschaft eingebrachten Feldgehölze und Buschgruppen wächst mit deren Größe. Bereits relativ kleine, aber tief gestaffelte ungestörte Buschlandschaften in Vernässungsgebieten, Senken, an Böschungen, Hängen oder in Wiesentälern können für manche Arten nahezu alle Anforderungen an Revierstruktur, Neststandort und Nahrungsangebot erfüllen. Beispiele typischer Brutvögel für derartige Kleinbiotope sind Neuntöter, Dorngrasmücke (z.B. BAIRLEIN u.a. 1980), Nachtigall (ausführliche Darstellung, z.B. GRÜLL 1981). Auch als Rastplätze für viele Singvögel auf

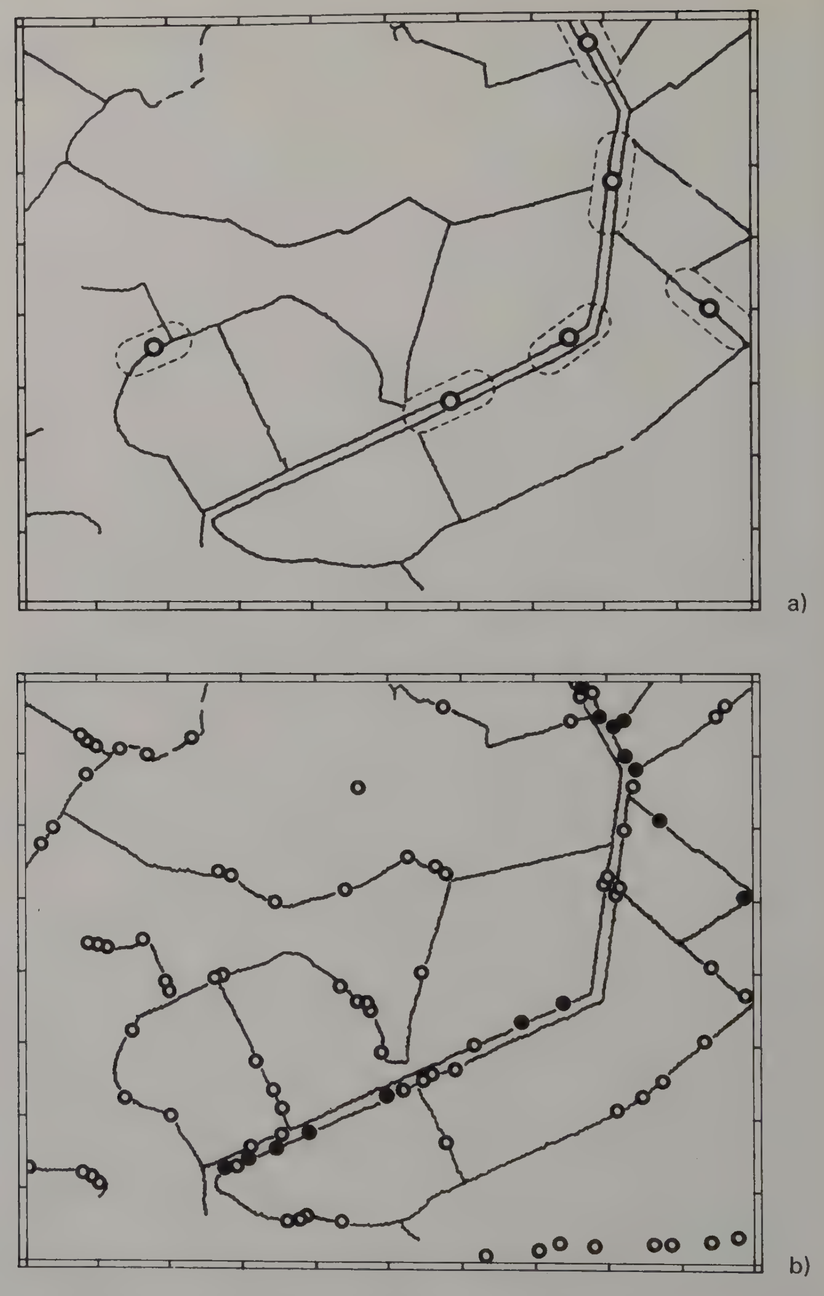
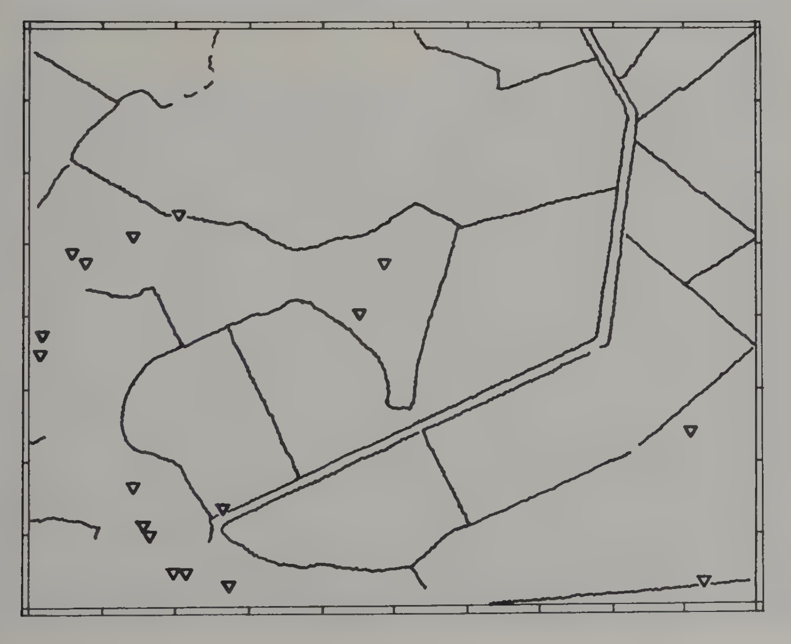


Abb. 103. Brutvögel der Knicks Schleswig-Holsteins: a = Reviere des Fitis; b = Registrierpunkte von Garten- (Punkte) und Dorngrasmücken (Kreise); c = Reviere der Amsel; d = Registrierpunkte des Braunkehlchens. Striche deuten Einfach- und Doppelknicks an (nach PUCHSTEIN 1980).

c)



d)



Abb. 104. Feldgehölze als Rast- und Schlafplätze; Ringeltauben (Foto F. PÖLKING).

dem Zug haben Feldgehölze und größere Buschgruppen wichtige Bedeutung; bei entsprechender Struktur und Lage können sie auch beliebte Sammelschlafplätze bieten (Krähen, Feldsperlinge, Goldammern usw.).

Auf 5 kleinen offenen Buschflächen (4,9 bis 10,3 ha) Südniedersachsens betrug die Präsenz von Goldammer, Dorngrasmücke, Fitis, Zilpzalp je 100%; auf einer Fläche fehlten Hänfling, Kohlmeise, Heckenbraunelle, Baumpieper, Grünling, Gartengrasmücke, Mönchsgrasmücke, Singdrossel, Rotkehlchen, Gimpel, Klappergrasmücke. Auf je nur einer Fläche waren vertreten Sumpfrohrsänger, Gelbspötter, Stieglitz, Feldsperling, Kuckuck, Grauspecht, Sumpfmeise, Zaunkönig, Nachtigall und Kernbeißer. Insgesamt wurden auf 38,8 ha als Brutvögel 38 Arten ermittelt. In die Gebüschgruppen waren allerdings einzelne Bäume eingestreut, wodurch sich z.B. die Anwesenheit des Grauspechts, der Kohlmeise usw. erklärt. Die flächenbereinigten Abundanzen (wegen der geringen Größe der einzelnen Teilflächen sind die Werte nur als Anhaltspunkte zu betrachten; vgl. Abschnitt 8.3.3) ergeben für die auf mindestens 4 Teilflächen anwesenden Arten folgende Reihenfolge: Goldammer 3,5, Hänfling 2,9, Dorngrasmücke 2,6, Gimpel 1,3, Baumpieper und Heckenbraunelle je 1,0, Fitis und Klappergrasmücke je 9,0, Amsel, Zilpzalp, Gartengrasmücke je 0,8, Mönchsgrasmücke und Singdrossel je 0,5, Kohlmeise und Grünling je 0,4 (Daten nach HEITKAMP & HINSCH 1979).

In Feldgehölzen wird das Artenspektrum als Folge der zunehmenden vertikalen Struktur noch reicher. Abundanzvergleiche sind meistens müßig, da es sich auch hier oft um relativ kleine Flächen mit hohem Randeffekt handelt (vgl. z.B. DIERSCHKE 1955). In kleinen Feldgehölzen dominieren noch typische Buschvögel der Agrarlandschaft. So brüten in 25 sehr kleinen Feldgehölzen von je unter 5 ha der Quadranten 3, 6 und 7 (vgl.

Abb. 2) auf einer Gesamtfläche von 41,4 ha 59 Arten; in 10 Feldgehölzen zwischen 5 und 25 ha der gleichen Gebiete brüteten auf 120 ha 67 Arten. Unter den Arten mit den höchsten Präsenzzahlen waren in beiden Gruppen Amsel, Kohlmeise, Goldammer, Baumpieper, Ringeltaube, Fitis, Mönchsgrasmücke, Buchfink vertreten, in den Kleingehölzen zusätzlich noch Zilpzalp und Rotkehlchen, in den größeren dagegen Singdrossel, Elster, Feldsperling, Blaumeise. Von den Spechten wurde in den Kleingehölzen nur je einmal Schwarzspecht und Wendehals festgestellt, in den größeren einmal Grauspecht, viermal Buntspecht, einmal Kleinspecht und zweimal Wendehals. Arten, die in den Kleingehölzen fehlten, waren ferner Heidelerche, Raubwürger, Trauerschnäpper, Wacholderdrossel, Haubenmeise, Weidenmeise, Waldbaumläufer, Kernbeißer. Dies deutet an, daß offenbar erst ab einer bestimmten Größe in den Feldgehölzen manche von Bäumen abhängige Arten mit gewisser Regelmäßigkeit zu erwarten sind. Andererseits können aber auch Kleingehölze in der Summe viele Baumbrüter beherbergen. So wurden in einzelnen der 25 Kleingehölze unserer Stichprobe z.B. Graureiher, Mäusebussard (7mal), Rotmilan, Baumfalke, Turmfalke (4mal), Hohltaube, Waldkauz, Waldohreule, Schwarzspecht, Misteldrossel, Kolkrabe, Dohle, Eichelhäher (7mal), Pirol (5mal) nachgewiesen. Zu ähnlich qualitativen Unterschieden in der Brutvogelgesellschaft von Feldgehölzen kommt GÖRNER (1978, vgl. Tab. 9.16). Seine Aufstellung gibt auch gute Hinweise für Unterschiede der Nutzung von Feldgehölzen als Brut- und Nahrungsraum durch die einzelnen Arten. Von Feldgehölzen zieht vor allem die typische Waldrandfauna Nutzen (Literaturbeispiele: MILDENBERGER 1950, SEIBERT 1967, KRÄGENOW 1968, REDER 1973, STEGEMANN 1973, PEITZMEIER 1979). Um aber die Bedeutung von Feldgehölzen für einzelne Arten und Artengruppen genauer zu erkennen, wären neben quantitativen Bestandsaufnahmen auch ähnlich wie bei den Bodenbrütern der Feldmark brutbiologische Untersuchungen, insbesondere auch die Ermittlung der Reproduktionsrate im Vergleich zu nahegelegenen Waldbiotopen sehr wünschenswert. Auch der Frage von sinnvollen Minimalgrößen und/oder Verteilung im offenen Land mehr oder minder isolierter Feldgehölze nachzugehen, ist eine lohnende Aufgabe.

Ländliche Siedlungen. Ebenso wie Busch- und Baumgruppen in der Agrarlandschaft sind ländliche Siedlungen oft außerordentlich artenreich und dies nicht nur in der offenen Feldmark, sondern auch als Verbreitungsinseln in der geschlossenen Waldlandschaft. Die Artenzahl von 11 Einzelhöfen des Quadranten 6 (s. Abb. 2) aus allerdings sehr unterschiedlichen Jahren umfaßt z.B. 40 Arten, darunter Rauchschwalbe, Bachstelze, Haussperling, Star, Buchfink, Amsel mit Präsenzen von 100%. Auch in dörflichen Vogelgemeinschaften dominieren typische synanthrope Arten ähnlich wie in der Stadt. Doch sind andererseits auch Arten zu erwarten, die wesentliche Komponenten ihrer Nahrung aus der ländlichen Umgebung entnehmen und daher in heutigen Stadtbiotopen verschwunden sind oder bei zunehmender Verstädterung und Vergrößerung des menschlichen Ballungsraumes abwandern. In erster Linie sind Weißstorch, Steinkauz, Schleiereule zu nennen, aber auch Mehl- und Rauchschwalbe. Schwalben zählen in Dörfern im Unterschied zu typischen Stadtbiotopen in der Regel neben Haussperling, Star und Amsel zu den dominanten Arten. Typisch für die Dorflandschaft sind auch Bachstelze und Grauschnäpper sowie eine Reihe von Busch- und Baumbrütern. Am ähnlichsten scheinen Dorfavifaunen der Gartenstadtavizönose zu sein; im Vergleich zur Parklandschaft fehlen viele Baumbrüter.

Da es sich meist um relativ kleine Flächen handelt, wird die Vogelgesellschaft des Dorfes stärker von der Umgebung beeinflußt als jene der Stadtlandschaft. Im Vergleich einzelner quantitativer Bestandsaufnahmen zeigen sich auch größere Einflüsse

Tab. 9.16. Brutvögel der Feldgehölze. Schematische Übersicht nach GÖRNER 1978 (verändert). 1 = Brut und Nahrungssuche im F.; 2 = Brut im F., Nahrungssuche außerhalb; ( ) = unregelmäßig.

	Flächenhafte F.	Linienhafte F.	Punktförmige F.
Stockente	2		
Mäusebussard	2		(2)
Rotmilan	2		
Turmfalke	2		(2)
Rebhuhn	2	2	
Fasan	2	2	
Ringeltaube	2	2	2
Waldohreule	2	(2)	
Buntspecht	1		
Baumpieper	2	2	(2)
Neuntöter	2	2	
Raubwürger	2	(2)	
Zaunkönig	1	1	
Heckenbraunelle	1	1	
Sumpfrohrsänger	1	1	
Gelbspötter	1	(1)	
Gartengrasmücke	1	1	
Mönchsgrasmücke	1	(1)	
Klappergrasmücke	1	1	
Dorngrasmücke	(1)		
Sperbergrasmücke	(1)	1	
Zilpzalp	1	1	
Grauschnäpper	1		
Nachtigall	1	1	
Rotkehlchen	1	1	
Wacholderdrossel	2	2	
Singdrossel	2	(2)	
Amsel	1	1	
Blaumeise	1		
Kohlmeise	1	1	
Gartenbaumläufer	1		
Grauammer	2	2	
Goldammer	2	2	
Buchfink	2	2	2
Girlitz			2
Grünling	2	2	2
Stieglitz	2	2	2
Hänfling	(2)	2	
Feldsperling	(2)	2	
Star	(2)	2	
Pirol	1		
Elster	2	2	2
Rabenkrähe	2	(2)	2

von Größe, Struktur und Anlage des Dorfes, insbesondere des Anteils landwirtschaftlicher Anwesen mit Viehhaltung (Schwalben!) u.ä. Mit zunehmender Änderung der landwirtschaftlichen Betriebsform, vor allem beim Anwachsen von landwirtschaftlichen Zuerwerbsbetrieben, aber auch der Ansiedlung von Kleinindustrie, Maßnahmen der Dorferneuerung usw. sind in den letzten Jahren in den ländlichen Siedlungen auch in den Avizönosen starke Umstrukturierungen zu erwarten, über die bisher noch wenig bekannt ist. Im Gegensatz zur Stadtavifauna haben bisher ländliche Siedlungen eine noch relativ wenig systematische Bearbeitung erfahren (Einzelbeispiele: DIRCKSEN & HÖNER 1963, BECKMANN & FRÖHLICH 1976, MÖRZER BRUYNS 1967, HUDEC 1973, GREBE 1976, HAVLIN 1975, 1978, KUZNIAK 1978, PLATH 1980).

Wie nötig Siedlungshilfen für Vogelarten in der intensiv genutzten Agrarlandschaft sind, mag noch ein abschließendes Beispiel zeigen, das für derartige Landschaften repräsentativ ist. Auf 62 ha der aargauischen Reußebene wurden 1967 und 1969 zwei Aussiedlerhöfe angelegt mit gemischter Betriebsführung. Einen der Höfe begleitete eine Pappelreihe, 16 weitere Bäume standen am Rand der Probefläche, ferner eine 50 m lange Hekkenreihe; zwei häufig trockene, verschilfte Wassergräben führten in das Aufnahmegebiet. Im übrigen bestand die Fläche aus offenem Grün- (ca. 45%) und Ackerland (ca. 21% Mais, Getreide, Hackfrucht). In 2 Jahren (1977/78) konnten 11 Brutvogelarten (Artenreichtum nach Artenarealkurve 0,28) festgestellt werden. Davon waren 4, nämlich Haussperling (± 10 Paare), Bachstelze (2 Paare), Hausrotschwanz (1 bis 2 Paare) und Rauchschwalbe (1 Paar) an die beiden Höfe gebunden (= 40% der Brutpaare), 3 weitere Arten (Sumpfrohrsänger, Teichrohrsänger, Rohrammer mit 7 bis 8 Paaren) kamen nur auf den schilfigen Graben beschränkt vor; Rabenkrähe und Star, ebenfalls Randsiedler, waren nur in einem Jahr mit je einem Paar vertreten. Bleiben also noch Kiebitz und Feldlerche als Vögel des offenen Kulturlandes mit 4 bzw. 1 und 12 bzw. 9 Paaren in den beiden Untersuchungsjahren. Während der Sommermonate traten außer den Brutvögeln 24 Arten als Nahrungsgäste auf, meist kurzfristig in Einzelindividuen, mit Ausnahme der Luftjäger (Schwalben, Mauersegler) und Rabenkrähe, Wacholderdrossel, Star, Ringeltaube, Stieglitz (RITTER 1980).

Brachflächen und andere Biotope. Die Bedeutung von Einzelstrukturen und Kleinbiotopen in der intensiv genutzten Agrarlandschaft wird durch die vorstehenden Beispiele zwingend erwiesen. Eine Auswahl der sich hier abzeichnenden Möglichkeiten für binnenländische Agrargebiete, die z.B. im Rahmen der Flurbereinigung je nach geographischer Situation verwirklicht werden können, gibt RANFTL (1979). Die hierher zählenden Biotope lassen sich unterschiedlichen Ökosystemkomplexen zuordnen, wie etwa stehende Binnengewässer, Fluß- und Bachbiotope, Staudenfluren, Ruderalstellen, Kiesgruben, extensive Kulturen, Dämme usw. Hinsichtlich der Bodennutzung können Kleinbiotope, die für Vögel von Bedeutung sind, in zwei Kategorien eingeteilt werden, nämlich in Flächen, die aus der regelmäßigen Nutzung entlassen wurden (z.B. Brachflächen, Rekultivierungsflächen) und in Gebiete, die ihre Bedeutung traditionellen Bewirtschaftungsformen verdanken. Oft überschneiden sich beide Aspekte, doch ist die Frage der Weiterführung traditioneller Nutzungsformen oft ein entscheidendes Problem der Biotopgestaltung und -erhaltung geworden. Bei derartigen Überlegungen ist jedoch u.a. mit konkurrierenden Nutzungsinteressen zu rechnen (z.B. Deponien, Anlage von Fischteichen, Spielwiesen, Vereinsheimen, Sport- und Erholungseinrichtungen, Lagerplätzen, Campingplätzen, Übungsplätzen für Motorradfahrer, Modellflugbetriebe usw.; RANFTL 1979) und mit starken Einflüssen von Störungen aus den umliegenden Gebieten.

Wichtige ökologische Zellen bilden Brachflächen. Hierunter versteht man grundsätzlich

alle wirtschaftlichen Nutzflächen, die seit mindestens 1 Jahr nicht mehr genutzt wurden. Die Ursache hierfür kann verschieden sein; man spricht z.B. von Sozial-, Struktur-, Grenzertrags-, Spekulationsbrache usw. (GRUNDMANN 1974). Ökologisch könnten Brachen verschiedene Vegetationstypen umfassen je nach Ausgangssituation, Untergrund und/oder Alter des Sukzessionsstadiums, wie z.B. Grasbrachen auf trockenen Böden, Seggen- und Schilfbrachen auf nassen Böden, aber auch verschiedene Staudenfluren und schließlich Strauch- und Baumbestände. Auch nicht mehr bewirtschaftete Obstbaumkulturen oder Weinberge zählen zur Brache. Nach GRUNDMANN (1974) durchläuft die Ackerbrache in den Anfangsstadien zwei wichtige Phasen. In den ersten beiden Jahren können sich die mit der Ackerfrucht schon vorher vergesellschafteten einjährigen Pflanzen (»Unkräuter«) vermehren; im 2. bis 5. Jahr findet eine Verschiebung zugunsten zwei- bis mehrjähriger krautiger Pflanzen und mehrjähriger Gräser statt, wobei die Vegetationsdecke oft nur 60 bis 80% ausmacht. Erst ab dem dritten bis fünften Jahr tritt eine vollständige Bodenbedeckung ein mit der Entwicklung wiesenähnlicher Grasgesellschaften. In der Wiesenbrache verschwinden allmählich Futtergräser und Klee; auf Feuchtwiesen entstehen häufig recht pflanzen- und artenarme Mädesüß-Bestände (Abb. 106), in die nur schwer Büsche und Gehölze vordringen können.

Systematische Untersuchungen der Avizönosen auf frühen Brachestadien der Äcker und Wiesen wurden bisher offenbar noch nicht publiziert. (Einige Befunde decken sich nicht ganz mit dem hier definierten Brachbegriff, z.B. MÜLLER 1970). Es ist anzunehmen, daß zunächst Bodenbrüter des offenen Landes dominieren, die auch auf Ackerflächen und Mähwiesen vorherrschen. Die Lücke in der Vegetationsdecke wird aber auch für



Abb. 105. In dichten Feldgehölzen brütet bei geeigneten Nistplatzangebot nicht selten die Waldohreule (Foto F. PÖLKING).

Ödlandformen günstig sein, je nach Lage für Steinschmätzer, Brachpieper usw. Auch Ackerbrüter wie z.B. Rebhuhn, Wachtel, Kiebitz usw. werden auf frühen Brachestadien relativ gute Brut- und Aufenthaltsmöglichkeiten antreffen. Mit zunehmender Vegetationsdichte wird sich eine Verschiebung ergeben; vermutlich dürften sich Arten wie Braun- und Schwarzkehlchen, Sumpfrohrsänger, Feldschwirl und dann zunehmend Gebüschbrüter ansiedeln. Auf feuchten Mädesüßwiesen dominiert in der Regel der Sumpfrohrsänger; als Begleitarten können Baumpieper, Feldschwirl, Dorngrasmücke, Rohrammer und andere auftreten, im Anschluß an Tümpel, Wiesengräben usw. auch Teichhuhn, Stockente oder Wasserralle. Besonders von Herbst bis Frühjahr bilden Brachflächen eine offenbar heute zunehmend wichtiger werdende Nahrungsquelle vor allem für samen- und beerenfressende Vögel, aber auch für Insektenjäger, z.B. Laubsänger und Grasmücken. Schon auf frühen Stadien der Wiesenbrache erhöht sich das Artenspektrum der Konsumenten ganz erheblich (z.B. BEZZEL 1980). Schließlich dürfte auf älteren Brachflächen, die als »verwildert« auch für Freizeitbetätigung wenig attraktiv sind, die Summe der Störfaktoren sehr viel geringer als auf genutzten Flächen der Feldmark sein. Damit werden sie auch zu wichtigen wichtigen Rückzugsgebieten und »Fluchtburgen« bei Störungen.

Artenreiche Kleinbiotope in der offenen Kulturlandschaft, die mit dem Brachland durchaus verglichen werden können, sind auch Dämme, vor allem wenn sie nicht mit Humus überdeckt und mit Sträuchern und Bäumen landschaftsgärtnerisch gestaltet werden (REICHHOLF 1976). Vom Artenreichtum der Blütenpflanzen und Insekten, aber auch von dem durch die Böschung bedingten Kleinklima (z.B. erhöhte Sonneneinstrahlung im Winterhalbjahr) ziehen Vögel ganz verschiedener systematischer Zugehörigkeit als Brut- und Nahrungsgebiet Nutzen. Auf der bewachsenen Außenseite und der wenig begange-



Abb. 106. Mädesüß-Wiesen sind häufig stabile Sukzessionsstadien auf nicht mehr gemähten Feuchtwiesen. Typischer Brutvogel: Sumpfrohrsänger (Foto E. BEZZEL).

nen Krone der Dämme südbayerischer Stauseen wurden z.B. als mehr oder minder regelmäßige Brutvögel registriert: Krickente, Stockente, Reiherente, Flußregenpfeifer, Rebhuhn, Fasan, Feldlerche, Schafstelze, Baumpieper, Wiesenpieper, Neuntöter, Heckenbraunelle, Feldschwirl, Sumpfrohrsänger, Gartengrasmücke, Klappergrasmücke, Dorngrasmücke, Braunkehlchen, Goldammer, Rohrammer, Grauammer (BEZZEL unpubl.). Das Nahrungsangebot der Dämme ist auch für sehr viele Mäusejäger von Interesse, vor allem, wenn die der Sonne zugeneigte Böschung schneller ausapert als das schneebedeckte Umland.

Auf einem Bahndamm in Göttingen brüteten auf nur rund 0,6 ha 16 Singvogelpaare, nämlich Dorngrasmücke (4), Grünling (4), Gartenrotschwanz (2), Goldammer (2), Girlitz (2), sowie Sumpfrohrsänger und Buchfink (HEITKAMP & HINSCH 1969), auf einem 2 km langen Bahndamm im Kreis Uelzen 10 Arten in 17 Paaren in ähnlicher Artenzusammensetzung; 20 Arten traten hier auf der Nahrungssuche im Winter auf (KÖHLER 1972). Das aus keineswegs immer zwingenden Sicherheitsgründen durchgeführte Abflämmen oder die Herbizidbehandlung der Bahndämme, aber auch die oft übertriebene Bepflanzungs- und Mähpflege von Straßenböschungen sollte aus ökologischer Sicht kritisch überprüft werden.

Die Vogelwelt aufgelassener und z.T. in wenig intensiv genutzte Obstgärten oder verwilderte Buschgebiete umgewandelte Weingärten untersuchte DIERSCHKE (1975). Auf 3 Kontrollflächen von insgesamt 12,5 ha brüteten 28 Arten; dominant waren (in abnehmender Rangfolge) Goldammer, Amsel, Fitis, Zilpzalp, Kohlmeise, Gartenrotschwanz, Dorngrasmücke, Grünling, subdominant Blaumeise, Hänfling, Gartengrasmücke, Buchfink, Baumpieper, Klappergrasmücke, Heckenbraunelle, Feldschwirl.

Mit diesem letzten Beispiel sind wir in den Bereich jener Ökosysteme gelangt, die von traditioneller und daher wenig intensiver Nutzung geprägt sind. Ein von der Entwicklung in der Agrarlandschaft besonders gefährdetes System sind die Streuobstwiesen. Hierunter versteht man nach ULLRICH (1975) einzelne in Gruppen, Reihen oder Feldern gepflanzte Obstbäume der Feldflur, die nicht nach Spritz-, Schnitt- oder Düngeplänen intensiv gepflegt werden. In der Regel wird die Fläche zwischen den Bäumen als Mähwiese oder Weide genutzt; auf ungenutzten Flächen siedeln sich Sträucher an. Streuobstwiesen sind z.B. der Lebensraum für Steinkauz und die vier Würgerarten. Auf 5 km^2 wurden 1974 in Baden-Württemberg in typischen Streuobstwiesen u.a. folgende Arten als Brutvögel nachgewiesen: Mäusebussard, Rebhuhn, Wachtelkönig, Steinkauz, Wiedehopf, Wendehals, Pirol, Braunkehlchen, Halsbandschnäpper, Raubwürger, Rotkopfwürger, Neuntöter, Grauammer (insgesamt 46 Brutvogelarten). Auf 120 ha (3 Kontrollflächen) im Raum Trier brüteten 40 Arten, darunter Steinkauz (mindestens 4 Brutpaare), Wendehals, Raubwürger und Neuntöter (HEYNE 1978). Die Zukunft derariger Biotope ist sehr bedroht.

Das Ergebnis einer weiteren, heute meist aufgegebenen Nutzungsform, bilden Kopfweidenbestände, deren Pflege und Neuanlage teilweise durch Naturschützer übernommen wird (LOSKE 1978). Kopfweiden, z.B. im Uferbereich von Fließgewässern, aber auch andere Kopfbäume bieten Brutplätze z.B. für Stockente, Gänsesäger, Hohltaube, Wiedehopf, Steinkauz u.a. (Abb. 102).

Zur Agrarlandschaft zählen auch kleinste Gewässer wie Viehtränken, Wasserbecken und Dorfteiche, die im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Nutzung stehen. Wie bei allen Kleinstrukturen und kleinflächigen Biotopen gestatten auch sie erst durch ihre Verbindung mit der Umgebung oder im System als »Ökozellen« über die Landschaft verteilt die Ansiedlung von stabilen Populationen. In verschilften Wiesengräben der Niederungsgebiete kann sich auch eine recht artenreiche Wasservogelgesellschaft an-



Abb. 107. Ökozelle in der Agrarlandschaft: Künstlich angelegter Nahrungsteich für Graureiher, Brutplatz für Stockente, Teichhuhn, Zwergtaucher, Sumpfrohrsänger, Rohrammer u.a., Laichplatz für Amphibien (Foto E. BEZZEL).

siedeln, der u.a. Zwergtaucher, Zwergdommel, Stockente, Krickente, Tüpfelsumpfhuhn, Wasserralle, Teich- und Bläßhuhn, ferner Rohrsänger, Rohrammer, Blaukehlchen usw. angehören. Gleiches gilt auch für verschilfte Viehtränken, Sölle oder Wasserlöcher. Kleine Schilfparzellen bilden für dicht siedelnde Rohrsänger oft wichtige Brutplätze. Selbst Dorfteiche sind Brutplätze für Wasservögel, wenn auch hier das Artenspektrum begrenzt ist. Von 60 Dorfteichen in einer mecklenburgischen Grundmoränenlandschaft waren 29 (= 48 %) von Wasservögeln besiedelt. An ihnen brüteten 18 Paare Teichhühner, 14 Paare Bläßhühner, 6 Paare Stockenten, Zwergtaucher und Höckerschwan in je 3 Paaren sowie 1 Paar Wasserrallen (PLATH 1980). Das Teichhuhn dürfte ganz allgemein in Kleinstgewässern der Agrarlandschaft der verbreitetste Brutvogel Mitteleuropas sein.

Die Pflege und Unterhaltung von Kleinstgewässern ist zur Erhöhung der Biotopdiversität in der Agrarlandschaft also nicht nur als Brutstätte für Amphibien und wassergebundene Insekten, sondern auch für Brut- und Gastvögel von Bedeutung, zumal wenn es gelingt, Freizeitnutzung fernzuhalten. In diesem Zusammenhang ist Schutz, Erhaltung und Gestaltung von Materialentnahmestellen nach der Nutzung zu einem wichtigen Bestandteil des Artenhilfsprogramms für viele Vogelarten geworden (s. Abschnitt 9.3).

9.2.4 Fischteiche

Zur landwirtschaftlichen Nutzung zählt auch die Bewirtschaftung von Gewässern als Fischteiche oder zur Zucht von Mast- und Hausgeflügel. Unter Teich oder Weiher fassen wir in diesem Zusammenhang dabei unabhängig von der Entstehung (natürlich oder künstlich) stehende Binnengewässer von geringer Ausdehnung zusammen, denen eine ei-

gentliche Tiefenregion fehlt (Schwerdtfeger 1975). Teiche entsprechen damit je nach Belastung, Nutzung und Standort etwa den Trübwasser- oder Klarwasser-Flachseen (Kalbe 1978). Für die Bewirtschaftung und damit auch für die Arten- und Individuenzahl der Wasser- und Sumpfvögel sind u.a. folgende Charakteristika bedeutsam: Mehr oder minder intensive Fischproduktion durch Düngung und Zufütterung, relativ schnelle Verschlammung, Reduzierung der Ufervegetation, Abfischen im Herbst in der Regel ververbunden mit einem Ablassen der Teiche.

Grundsätzlich entstehen auf Teichflächen die gleichen Probleme wie in der Feldmark, nämlich einschneidende Folgen entscheidender Änderungen der Art und Intensität der Nutzung. Auch hier haben traditionelle Nutzungsformen unter Ausnützung natürlicher Gegebenheiten (z.B. Gefälle, Wasserdurchlässigkeit des Bodens, Ausnützung natürlicher stehender und fließender Binnengewässer) zu einer Bereicherung der Diversität des Biotopangebots und damit zu einer Vergrößerung der Artenzahl in der Kulturlandschaft geführt. Sie war für viele Binnenlandgebiete sogar viel spektakulärer als die Folge anderer historischer Nutzungsformen, da mitunter neue ökologische Gruppen, vor allem Wasser- und Sumpfvögel, in eine Landschaft gebracht wurden. Eine Reihe von Arten ist durch die Teichwirtschaft in ihrer Arealausweitung in Mitteleuropa ohne Zweifel entscheidend gefördert worden und bis heute haben Teichgebiete wesentlichen Anteil an einer relativ günstigen Bilanz einiger Wasservogelgruppen trotz umfassender Entwässerung, Wasserverschmutzung und Freizeitbelastung der Gewässer in der Kulturlandschaft. Zu den von der traditionellen Teichwirtschaft in den letzten 150 Jahren profitierenden Arten gehören u.a. Schwarzhalstaucher, Schnatter-, Kolben-, Tafel-, Reiher-, Moorente, Lachmöwe, möglicherweise auch Rohrdommel, Zwergdommel, manche Rallen, Rohrsänger, Beutelmeise usw. Als Nahrungsgäste ziehen vor allem Reiher und Kormorane von Teichanlagen großen Nutzen; Flachteiche kommen besonders der Jagdweise der Reiher entgegen. Für längere Zeit abgelassene, vegetationsfreie oder -arme Teichböden bieten manchen Bodenbrütern wichtige Neststandorte, z.B. Flußregenpfeifer, Kiebitz und anderen Limikolen, Flußseeschwalbe usw. Das allmähliche Bespannen der Teiche im Frühjahr oder ihr langsames Ablassen im Herbst schafft Rastplätze für durchziehende Larolimikolen. Vor der Anlage der zahlreichen flachen Stauseen waren Fischteichgebiete oft die einzigen regelmäßig besuchten Binnenrastplätze mancher Limikolenarten. Beispiele für den Artenreichtum von Fischteichgebieten gibt Tab. 7.9.

So bildeten vor allem größere Teichgebiete Konzentrationspunkte des Vogellebens in der Kulturlandschaft und auch der Ornithologen. Die Feldornithologie Mitteleuropas hat durch historische Teichwirtschaft wesentliche Impulse erhalten, denn manche Teichgebiete waren der Anlaß der Entwicklung von »Ornithologenschulen« und Arbeitsgemeinschaften, die bereits auf Vorläufer in der ersten Hälfte und der Mitte des 19. Jahrhunderts zurückgehen. So haben wir gerade von manchen Teichgebieten lange Datenreihen und Aufzeichnungen (vgl. Abschnitt 5.1). Auch heute noch spielen Teichgebiete als Kristallisationspunkte ornithologischer Arbeitsgemeinschaften und wissenschaftlicher und naturschützerischer Aktivitäten eine wichtige Rolle. Beispiele: Riddagshäuser Teiche bei Braunschweig; viele Gebiete der Lausitzer Teichlandschaft; Ismaninger Teichgebiet bei München; Teichgebiete Mährens, z.B. bei Náměšť, Pohořelice, Lednice; Dombes nordöstlich von Lyon. Für eine neue Dimension des Vogelschutzes in Mitteleuropa kann der Ankauf des Teichgutes Wallnau auf Fehmarn und der Meißendorfer Teiche bei Celle durch den Deutschen Bund für Vogelschutz gewertet werden (z.B. Ertel & Strahl 1981). Die Bedeutung von Teichgebieten für die Brutvögel des behandelten Gebietes geht aus vielen Übersichten hervor. Für die DDR führt Kalbe (1978) z.B. allein 8 überregionale wichtige Teichgebiete auf. Zahlreiche Fischteichgebiete befinden

sich auch in der Übersicht der im Rahmen der Westpaläarktis international bedeutsamen Naßgebiete von CARP (1980). Monografische Bearbeitung über die Vogelwelt einzelner Teichgebiete liegen in großer Zahl vor; ihre Auswertung kann hier nicht im Detail erfolgen. In anderem Zusammenhang sind bereits erwähnt oder ausführlich behandelt WÜST (1931, 1954), MELDE (1962, 1968, 1978), HAVLIN (1967), GAUCKLER & KRAUS (1968), FIALA (1972, 1974), FEILER (1975), GÜNTHER u.a. (1976), MEIER (1977), LEBRETON & ROCHETTE (1979), ZACH (1980). Weitere Beispiele unterschiedlicher Fragestellung z.B. MÖBIUS (1965), HUDEC & ŠTAŠTNY (1978a + b), KALBE (1965, 1978), BRANDL & SCHMIDTKE (1980), LEBRETON (1979), BOURNAUD u.a. (1980).

Die Entwicklung der Nutzung hat jedoch ganz analog den Verhältnissen der Feldmark einen Teil der durch die Teichgebiete induzierten Bereicherung der Kulturlandavifauna wieder rückgängig gemacht oder ist auf dem besten Wege dazu. Auf die vielseitige Problematik kann hier nur in Stichworten eingegangen werden. So ist die Verfolgung sogenannter fischereischädlicher Vögel für eine Reihe von Arten zumindest gebietsweise bestandsbedrohend geworden (vgl. Abschnitt 5.4.5), z.B. für Reiher, Kormorane, Fisch- und Seeadler, Eisvogel. Trotz der in diesem Zusammenhang zwischenzeitlich wirksam gewordenen rechtlichen Schutzmaßnahmen hat der Druck gegen manche Arten in neuester Zeit wieder erheblich zugenommen. Überdichter Fischbesatz einerseits, Mangel an fischreichen und vor allem störungsfreien natürlichen Gewässern andererseits weist Fischteichgebieten geradezu eine Art Fallenwirkung für Fischjäger zu. Der Graureiher hat in diesem Zusammenhang neuerdings richtiggehende Symbolfunktion für die sich zuspitzende Polarisierung der Interessen und der damit verbundenen Auseinandersetzung erhalten (zur Situation siehe UTSCHICK & BUCHBERGER 1980, UTSCHICK 1981, vgl. ferner Abschnitt 5.4.5). Fischwirte führen ferner einen permanenten Kampf gegen Brutkolonien der Lachmöwe, der durch entsprechende Eingriffe (Gelegebeseitigung, Zerstörung der Ufervegetation usw.) auch andere Brutvögel (z.B. Schwarzhalstaucher, Enten) erfaßt (zur Problematik z.B. REICHHOLF 1975b, REICHHOLF & SCHMIDTKE 1977). Moderne intensive Fischwirtschaft schafft unabhängig von der Zielsetzung und Wirtschaftsform im einzelnen zunehmend ungünstigere ökologische Voraussetzungen für Wasservögel, z.B. durch Beseitigung des Bewuchses der Dämme, totale Entlandung der Teiche durch Ausschieben der angesiedelten Uferpflanzen mit modernen Maschinen, Vertiefung der Teiche, Erhöhung der Biomasse einer Art (z.B. Karpfen, Mastenten), Anreicherung der Produktionsfläche mit Nährstoffen usw. Am folgenschwersten wirkt sich dabei wohl die Zerstörung der Ufervegetation aus (Einzelbeispiele für Nutzungsintensivierung und ihre Folgen, TUCHSCHERER 1966, KALBE 1969, MELDE 1975). Die Parallelen zur Entwicklung auf Acker- und Grünlandflächen sind augenfällig. Sie führen sogar noch weiter. In neuester Zeit wurden und werden Fischteiche, z.T. mit öffentlichen Geldern subventioniert, neu angelegt auf Grenzertragsböden, in ehemaligen Flach- und Hochmoorgebieten, Bachtälern, zum Teil auch als Folgenutzung von Kiesentnahmen usw. Damit werden extensiv oder nicht genutzte Grün-, Feucht- oder Ödflächen in fischereiwirtschaftliche »Monokulturen« verwandelt, oder es entstehen unter dem Druck der Angelsportverbände intensiv befischte und daher gestörte Angelteiche (z.B. BAUER & DISTER 1980).

Andererseits ergeben sich aber auch Parallelen zu Verhältnissen der Feldmark in Problemen der Erhaltung von flachgründigen Teichen durch traditionelle Bewirtschaftungsformen. Sicherstellung von Teichlandschaften als Reservate oder Naturschutzgebiete bedingt in der Regel ein sehr aufwendiges Folgeprogramm an Maßnahmen zur Biotopgestaltung. Sie umfassen Kontrolle der Vegetation, der Wasserqualität und des Wasserstandes. Für eine optimale Diversität von Wasservogelgesellschaften ist z.B. eine teilweise Entlandung, die den relativ rasch einsetzenden Verlandungsvorgängen entgegen-



Abb. 108. Verteilung der Nester einer Brutpopulation des Drosselrohrsängers in einem fränkischen Fischteichgebiet. Schraffur: Schilfbestände (nach BEIER 1981).

wirkt, erforderlich (z.B. BRANDL & SCHMIDTKE 1980). Aufkommen von Baum- und Strauchvegetation auf Dämmen bzw. im Uferbereich kann sich ebenfalls für die Ansiedlung mancher Arten ungünstig auswirken. Probleme ergeben sich auch, wenn einzelne geschützte oder von Naturschutzorganisationen aufgekaufte Fischteiche inmitten bewirtschafteter Anlagen liegen, weil z.B. anwachsende Lachmöwenkolonien die Gegnerschaft der Teichwirte hervorrufen und auch durch Übertragung von Fischkrankheiten negative Einflüsse von Schutzflächen auf die Teichwirtschaft befürchtet werden.

9.3 Abbaugebiete als Vogelbiotope

Das Schicksal von Flächen, die durch den Abbau von Bodenmaterial verändert wurden, spielt heute für die Ansiedlung einer Reihe von Vogelarten in der Kulturlandschaft eine wichtige Rolle, obwohl der Flächenanteil solcher Biotope oft verschwindend gering ist. Die Bedeutung von Abbauflächen als Brutplätze für Vögel und damit auch für die Entwicklung von Zoozönosen wurde gerade von Ornithologen schon relativ früh erkannt (z.B. BRINKMANN 1939, KRAMPITZ 1941). In Betracht kommen dabei sowohl große Tagebaugebiete (z.B. Braunkohle) als auch Abbaugebiete von Kies, Sand, Ton, Mergel, Steinen bis herunter zur Größenordnung von Kleinstflächen. Die entstehenden Oberflächenstrukturen sind z.B. Tagebaurestlöcher, Bergsenkungsgebiete, Ton- und Kiesgruben, Steinbrüche und Seen unterschiedlicher Größenordnung; auch Aufschüttungen, Deponien, Abraumhalden oder Hangabgrabungen können hierzu gerechnet werden.

Beispiele für die Nutzung solcher Strukturen und Flächen durch Vögel sind bis jetzt in großer Zahl veröffentlicht worden. Sie legen eine verwirrende Vielfalt von Detailergebnissen vor, die bei Kleinflächen natürlich auch sehr wesentlich von der Umgebung beeinflußt werden. Auch Ansätze zu einer zusammenfassenden Wertung der so entstandenen Möglichkeiten für den Artenschutz bis hin zu ausgefeilten Bepflanzungs- und Nutzungsplänen liegen vor. Meist handelt es sich aber hierbei mehr um programmatische Publikationen, weniger um Ergebnisberichte. Eine zusammenfassende ökologische Bewertung solcher Flächen steht daher für die meisten Gebiete noch aus, ebenso eine Beurteilung, für welche Arten oder Populationen in Teilgebieten Materialentnahmestellen eine Rolle spielen. Im folgenden sind nur einige wenige Aspekte angedeutet. Einige gelten grundsätzlich auch für die Systeme der Stauseen und Talsperren, die in diesem Buch nicht im Detail behandelt werden.

Die Skala der durch Abgrabungen aller Art entstehenden Biotope, die auch für Vögel bedeutsam sind, ist auf den ersten Blick sehr groß. Sie umfaßt u.a. stehende Binnengewässer (in der Übersicht 2.4 z.B. als Abgrabungsgewässer zusammengefaßt), Teile des Teichröhrichts, Hochstaudenfluren, Ruderalfluren, Kiesflächen, Felswände, aber auch Ökosystemkomplexe des Grünlandes, der Gehölze und schließlich Waldtypen verschiedener Art. Was aus einer Materialentnahmestelle letztlich entsteht, ist also eine Folge davon, ob und in welcher Form man Sukzessionen zuläßt (Beispiel s. Abb. 54). In älteren Stadien wird sich die Avizönose kaum wesentlich von jenen der Wald-, Gebüsch- oder Seeökosysteme der Umgebung unterschieden. Dem Ziel, das ursprüngliche Aussehen der Landschaft wieder herzustellen, um die als Störung des Landschaftsbildes empfundene Baunutzung zu beseitigen, dienen nach Beendigung der Nutzung zahlreiche Rekultivierungspläne und Vorschriften, die bis hin zur Wiederaufforstung führen. Die z.T. vor allem in den 60er und Anfang der 70er Jahre in weiten Gebieten mit großer Euphorie (typisches Beispiel: MAKOWSKI 1971) verfochtene Rekultivierungsstrategie von Kiesgruben und

ähnlichen Strukturen wurde nicht zuletzt unter dem Eindruck des großen Materials ornithologischer Bestandsaufnahmen wieder gebremst und teilweise abgelöst durch eine Betonung des Bedarfs früher Sukzessionsstadien bzw. der Erhaltung von Ödflächen. Kiesgruben als »Trittsteine« des Wasservogelzuges (Bauer & Keil 1973) war eines dieser Schlagworte einer sich ändernden Richtung der Biotopgestaltung, die betonte, Rekultivierung sei durch Renaturierung abzulösen. So wird heute vorgeschlagen, daß bei trockenen Abbauflächen mit Folgenutzung Naturschutz grundsätzlich der kahle Boden nicht mehr mit Humus überdeckt und dann mit Gräsern oder Gebüschen bepflanzt werden soll (z.B. Ranftl 1979).

Durch diese Entwicklung setzte sich langsam gegenüber der Auffassung der Wiederherstellung eines ästhetisch befriedigenden Landschaftsbildes der Gesichtspunkt zumindest als gleichberechtigtes Planungsziel durch, Materialentnahmestellen als Ersatz für verlorengegangene Biotope bzw. als Bereicherung des Ökosystemkomplexes einer Kulturlandschaft zu betrachten. Eine Kampagne zugunsten kahler und verwilderter Flächen war (und ist heute) insofern gerechtfertigt, als ästhetische Aspekte bei Rekultivierungsmaßnahmen im Vordergrund standen und man glaubte, die Wunden, die der Mensch der Natur geschlagen hatte, auf diese Weise rascher vernarben lassen zu können. Auf der anderen Seite kann man sich manchmal des Eindrucks gerade bei Ornithologen nicht ganz erwehren, daß Kiesabbaugebiete und ähnliche Materialentnahmestellen zu sehr begrüßt werden, vor allem Naßbaggerungen mit dadurch entstehenden Gewässern unterschiedlicher Strukturen als Brut- und Rastgebiete für Wasser- und Sumpfvögel. Das Extrem dieser Entwicklung liegt wohl in der bereits in den 60er Jahren vor allem in den USA propagierten und dann nach Europa vorgerückten Methode, Wasservogelbiotope in den Boden zu sprengen (z.B. Linduska 1964).

Ersatz für verschwundene Biotope bieten als Folge von Abbau und Abgrabungen entstandene vegetationsarme oder freie Flächen unter anderem für Bodenbrüter der Flußkiesbänke, Ödflächen und Trockenrasengesellschaften, aber auch der Flußhänge, Felswände und anderer Erosionserscheinungen. Dieser Ersatz ist natürlich nur sehr bedingt zu sehen. Wohl brüten Flußregenpfeifer gebietsweise fast ausschließlich in »künstlichen Biotopen« und ist die Uferschwalbe längst kein Uferbewohner mehr. Die Artenliste der sich durch Materialentnahmestellen ergebenden neuen Brut- und Rastgebiete ist lang und umfaßt auch sehr viele selten gewordene und bedrohte Arten. Bei Naßbaggerungen wurden z.B. verschiedene Limikolen, Seeschwalben, aber auch Enten, Taucher, Rallen als Brutvögel angesiedelt; in Steinbrüchen brüten Turmfalken, Wanderfalke, Kolkrabe, Uhu, Steinrötel oder überwintern Mauerläufer; künstliche Sand- und Tongruben sind wichtige Standorte für Uferschwalbenkolonien, aber auch z.B. für Bienenfresser, Wiedehopf, Eisvogel usw. Dabei darf aber nicht übersehen werden, daß die Ersatzfunktion solcher Strukturen als Vogelbiotope in mancher Hinsicht unzureichend ist. Manche aus der Wildflußlandschaft oder weiten Ödflächen verschwundene Arten lassen sich kaum in neuen Biotopen dauerhaft ansiedeln. So sind in Bayern als Folge der Flußverbauungen ausgestorben oder in ihrem Bestand stark zurückgegangen Triel, Flußuferläufer, Rotschenkel, Lachseeschwalbe, Flußseeschwalbe, Eisvogel. Kiesgruben und Materialentnahmestellen haben für sie offenbar keine ausreichenden Ersatzbiotope bereitstellen können. Abbaugebiete können zudem auch wertvolle und naturnahe Teile der Kulturlandschaft aufs äußerste bedrohen, z.B. Flußauen (Hölzinger & Mickley 1974, Schreiner 1980). Auch sinnvolle Renaturierung und Rekultivierungsmaßnahmen können also vielfach eingetretene Verluste nicht mehr wettmachen. Entscheidend ist aber, daß auch gutgemeinte Ergebnisse derartiger Planungen oft dadurch hinfällig werden, daß Rekultivierungsgebiete dem enormen Druck naturschutzfeindlicher Interessen der Folge-

nutzung ausgesetzt sind. Damit wird heute die Sicherstellung von aufgelassenen Materialentnahmestellen für die Folgenutzung Naturschutz zum entscheidenden Problem und bei kleineren Flächen die Frage einer planmäßigen Nutzungstrennung. Erholung und Naturschutz auf Flächen unter 100 ha ist trotz aller Planung und sorgfältiger Einteilungsprinzipien undurchführbar (RANFTL 1979). Als Ergebnis zahlreicher Publikationen und Diskussionen hat sich wenigstens die Erkenntnis durchgesetzt, daß als Beitrag zum Artenschutz die Folgenutzung Naturschutz von Abgrabungs- und Materialentnahmestellen nicht gleichzusetzen ist mit Rekultivierungsplänen, die in erster Linie dem Landschaftsbild und dann auch der Erholungsnutzung dienen. Die durch industrielle Bodennutzung entstehenden Strukturen können eine entscheidende Bedeutung für den Artenschutz gewinnen, wenn es gelingt, nennenswerte Anteile strikt von der Erholungsnutzung zu trennen. Die Problematik ist sehr vielschichtig und berührt hier in ganz besonderem Maße grundsätzlich mögliche Differenzen zwischen kosmetischer Landschaftsgestaltung und ökologisch fundierter Landschaftspflege (Literaturbeispiele: BAUER 1973, BAUER & GALONSKE 1975, THIELCKE 1975, KALBE 1978, MEIER 1979, RANFTL 1979 a, b).

Steinbrüche: Eine Übersicht aus Thüringen (GÖRNER 1978) enthält für Uhu, Turmfalke, Hausrotschwanz, Kohlmeise, Feldsperling Brutnachweise in Steinbrüchen, in denen noch abgebaut wurde. Weitere Brutnachweise in meist verlassenen Steinbrüchen sind in diesem Gebiet für Steinkauz, Mauersegler, Gebirgsstelze, Bachstelze, Grauschnäpper, Gartenrotschwanz, Rotkehlchen, Steinschmätzer, Amsel, Blaumeise, Tannenmeise, Dohle und ehemals Steinsperling bekannt geworden. Diese Artenliste betrifft nur Felsbrüter. Nachweise geglückter Bruten von Uhu, Turmfalke, Kolkrabe in Steinbrüchen bei teilweise täglichen Sprengarbeiten gibt es z.B. auch aus Bayern (Archiv Institut für Vogelkunde). In drei Kalksteinbrüchen mit Abbaubetrieb in der Umgebung von Regensburg registrierte auf insgesamt ca. 20 ha Fläche VIDAL (1980) 12 Arten in 33 Brutpaaren. 2 Arten, nämlich Hausrotschwanz und Kohlmeise brüteten in 12 Paaren an der Bruchwand, 7 Arten, meist Buschbrüter, in der Sekundärvegetation von Halde und Steinbruchsohle, die Bachstelze auf Ödland der Bruchsohle, Feldsperling und Kohlmeise an den Betriebsgebäuden. In 5 stillgelegten Steinbrüchen desselben Gebietes von etwas über 8 ha Fläche traten als Brutvögel der Bruchwand folgende Arten auf (Zahl der Paare): Turmfalke (3), Mauersegler (3), Gartenrotschwanz (1), Hausrotschwanz (5), Blaumeise (3), Kohlmeise (4), Tannenmeise (1), Dohle (15), also 8 Arten in 35 Paaren. Weitere 13 Arten in 41 Paaren brüteten in der Sekundärvegetation von Halde und Steinbruchsohle. Die Zusammensetzung dieser Vogelgesellschaften entspricht dem jeweiligen Grad der Sukzessionen (weitere Literatur zum Thema z.B. SIMMS 1975, SCHMIDT 1976).

Kiesgruben: In 10 kleinen Kiesgruben in der Umgebung von Schleswig brüteten 1969 folgende Arten: Teichhuhn und Austernfischer je 1 Paar, Sandregenpfeifer 2, Flußregenpfeifer 7, Steinschmätzer 3, Uferschwalbe etwa 40, Hausrotschwanz 4 Paare (ZIESEMER 1970). In 6 Kiesgruben bei Hamburg, die teilweise noch im Abbau, teilweise stillgelegt, aber in keinem Fall nach Plan rekultiviert worden waren, wurden auf insgesamt 75 ha 39 Arten festgestellt (SCHUMACHER 1979). Die Zahl der Uferschwalbenpaare betrug 376 in 3 Kolonien. Berücksichtigt man diesen Bestand als Teilnutzer (nur Brutgast) der Kiesgruben nicht, dann ergeben sich als dominante Arten Feldlerche, Fitis, Hänfling, Amsel, Bachstelze und Steinschmätzer, also Boden- und Gebüschbrüter. Die Anwesenheit des Fitis und einiger rezedenter Arten deuten auf Hochwachsen des Laubholzanfluges hin. Unter den weiteren Arten befinden sich folgende Bodenbrüter bzw. ans Wasser gebundene Brutvögel (Zahl der Paare): Flußregenpfeifer (11), Baumpieper (7), Rohrammer (7), Stockente (5), Kiebitz (5), Rebhuhn (4), Wiesenpieper (4), Fasan (3), Teichuhn



Abb. 109. Flachwasserbereich einer renaturierten Kiesgrube. Rastplatz für Limikolen (Foto K. HAARMANN).



Abb. 110. Renaturierte Kiesgrube mit natürlich bewachsenem Ufersaum. Brutplätze für Schwimmvögel (Foto K. HAARMANN).

(3), Schafstelze (2), Bläßhuhn (1). Ein Teil dieser Arten eingeschlossen der Uferschwalbe wird bei Rekultivierung verschwinden. Auch in relativ frühen Stadien des Bewuchses können sich in wassergefüllten Kiesgruben bereits Wasservögel ansiedeln, vor allem wenn Inseln oder wenig gestörte Ufer bzw. Seichtwasserpartien bestehen. In einer Grube von 55 ha (30 ha Wasserfläche) im Bezirk Halle stellte UFER (1973) z.B. 2 Paare Haubentaucher, ca. 10 Paare Stockenten, 3 Paare Teichhühner, 5 Paare Kiebitze, 6 Paare Lachmöwen fest, ferner Haubenlerche, Feldschwirl, Steinschmätzer, Grauammer, Rohrammer u.a. Das weitere Schicksal der Ansiedler während oder unmittelbar nach der Nutzung hängt vom Reifen der Sukzession ab, aber auch ganz entscheidend davon, ob Rekultivierungen durchgeführt werden, und schließlich von Form und Umfang der Nutzung im Anschluß und damit vom Ausmaß der Störungen. Das Beispiel Tab. 9.17 zeigt trotz unterschiedlicher Zahl der Einzelstichproben und damit der Flächengröße, wie mit zunehmender Sukzession die Avizönose artenreicher wird und sich dabei dann aber mehr und mehr den Vogelgesellschaften der Gehölze angleicht. Gefällige, den Nutzungsansprüchen des Freizeitbürgers dienende Rekultivierung unterbindet aber solche Entwicklungen und schraubt die Artenzahl stark zurück, wobei jedoch Siedler früher Sukzessionsstufen und Ödlandgesellschaften (z.B. Flußregenpfeifer, Rebhuhn, Uferschwalbe) dann oft ausgeschlossen werden. Beispiel E der Tab. 9.17 zeigt, daß bei sinnvoller ökologischer Planung eine Renaturierung im strengen Sinn angestrebt und erreicht werden kann. Hier hat sich in einer im Auebereich der Donau liegenden planmäßig gestalteten Kiesgrube wieder eine naturnahe »Auwald-Altwasser-Gesellschaft« entwickelt (weiteres bei RIEDERER 1977, 1978).

Vor allem größere Kiesabbaugebiete können bei sinnvoller Gestaltung und flankieren-



Abb. 111. In vielen Gebieten ist der Flußregenpfeifer typischer Brutvogel in Kiesabbaustellen geworden (Foto R. SIEBRASSE).

Tab. 9.17. Artenliste von 30 Kiesgruben unterschiedlichen Bewuchses im Isar-Donauraum um Regensburg (nach RIEDERER 1977).

Naßbaggerungen
A = frische, noch genutzte Abbaustellen; 8 Beispiele
B = aufgelassene, jüngere Abbaustellen; keine Rekultivierung oder andere massive Eingriffe, Vegetation meist nicht über Staudenstadien; 6 Beispiele
C = fortgeschrittene natürliche Entwicklung, Vegetation dicht; erste Pioniergehölze; 4 Beispiele
D = rekultivierte Flächen: abgeflachte Böschungen, Humusauflage, Gras angesät, Bepflanzung von Gehölzen (Fischwasser, Wochenendgrundstücke, Badeseen). 9 Beispiele
E = renaturierte Fläche (Auwald-Altwasser); nicht allgemein zugänglich

Trockenbaggerungen
F = nicht rekultiviert, ungestörtes Sukzessionsstadium der Pionier- und Ruderalpflanzen. 3 Beispiele

	A	B	C	D	E	F
Haubentaucher			+			
Zwergtaucher	+	+			+	
Stockente	+	+	+	+	+	
Reiherente	+	+	+		+	
Turmfalke			+		+	
Rebhuhn		+	+		+	
Fasan		+	+		+	+
Teichhuhn				+	+	
Bläßhuhn		+	+	+	+	
Kiebitz	+	+	+	+		
Flußregenpfeifer	+	+	+			
Feldlerche	+	+	+	+		
Uferschwalbe	+	+				+
Schafstelze	+	+	+	+		+
Bachstelze	+	+	+		+	+
Zaunkönig		+			+	
Heckenbraunelle			+		+	
Feldschwirl			+	+	+	
Sumpfrohrsänger			+		+	
Drosselsänger				+	+	
Mönchsgrasmücke			+		+	
Klappergrasmücke			+		+	
Dorngrasmücke			+	+	+	+
Zilpzalp			+		+	+
Fitis		+	+		+	+
Blaukehlchen			+		+	
Rotkehlchen			+			
Hausrotschwanz						+
Braunkehlchen				+		
Amsel	+	+	+	+	+	
Weidenmeise			+		+	
Goldammer	+	+	+	+	+	+

Tab. 9.17. Artenliste von 30 Kiesgruben unterschiedlichen Bewuchses im Isar-Donauraum um Regensburg (nach RIEDERER 1977) (Fortsetzung).

	A	B	C	D	E	F
Rohrammer			+		+	
Buchfink			+		+	
Girlitz					+	+
Grünling		+	+		+	
Hänfling			+			+
Haussperling	+	+	+		+	
Feldsperling	+	+	+	+	+	
Star		+			+	
Elster			+			
Rabenkrähe			+		+	
Artensumme	13	20	33	13	61*	11

* weitere Arten u.a.: Tafelente, Mäusebussard, Wasserralle, Waldkauz, Waldohreule, Grauspecht, Grünspecht, Wendehals, Schlagschwirl

den Naturschutzmaßnahmen zu wertvollen Biotopen für Wasser-, Sumpf- und Auenvögel werden, die auch beachtliche Bedeutung als Rastgebiete auf dem Durchzug und im Winter gewinnen können (Beispiel aus verschiedenen Gebieten GATTER 1963, KÖNIG 1966, JESERICH 1968, HAARMANN 1977, SCHMIDT 1978). Typische Brutvögel für Gruben in Weichmaterial (Sand- und Tongruben sowie Abgrabungen mit steilen Böschungen) sind z.B. Uferschwalbe, aber auch Bienenfresser, Eisvogel. In den Bruthöhlen der genannten Arten wurden u.a. auch Kohlmeise, Feldsperling, Star, Haussperling, Gebirgs- und Bachstelze festgestellt.

Eine reichaltige Literatur schildert die Vogelwelt verschiedener Stadien der Rekultivierung von Braunkohleabbaugebieten, die in manchen Aspekten jenen großer Kiesabbaugebiete gleicht (z.B. I. & H. DORSCH 1979, s. Abb. 54). In manchen Landschaften ist jedoch die Rekultivierung weit fortgeschritten, so daß regelrechte Waldvogelgesellschaften als Ergebnis planmäßiger Wiederaufforstung entstanden sind. Die umfassendsten Untersuchungen hierüber verdanken wir GILLER (z.B. 1967, 1970, 1974, 1976) im Rheinischen Braunkohlegebiet bei Köln (weitere Literatur zu unterschiedlichen Fragestellungen und aus verschiedenen Gebieten z.B. BERCK & WEIDER 1963, KALBE 1961, KNIESS & WEGNER 1980).

9.4 Wälder und Waldvögel

Der Großlebensraum Wald ist für Mitteleuropa charakteristisch. Er enhält Habitate für eine artenreiche Tierwelt, ist jedoch durch die Wirtschaft des Menschen entscheidend beeinflußt worden, und zwar sowohl in seinem Flächenanteil (s. Abschnitt 2.3) als auch in seiner Zusammensetzung nach Pflanzenarten und Vegetationsstruktur (s. Abschnitt 5.4.3). Ganz allgemein hat Nadelholz gegenüber Laubholz stark zugenommen. Die Entwicklung drängte einige Waldgesellschaften stark zurück. Nach TRAUTMANN (1976) betrifft dies z.B. in der Bundesrepublik Deutschland folgende: Eichen-Birkenwälder

(Querco-Betuletum), Flachland-Buchenwälder (Milio-Fagetum, Melico-Fagetum), Flachland-Eichen-Buchenwälder (Fago-Quercetum), Hainsimsen-Buchenwälder (Luzulo-Fagetum), Buchen-Tannenwälder (Abieti-Fagetum), Erlen-Eschen-Wälder (Pruno-Fraxinetum), Ulmen-Auenwälder (Querco-Ulmetum), Weiden-Pappel-Auenwälder (Salicion albae), Erlen- und Birkenbruchwälder (Alnion glutinosae, Betulatum pubescentis) sowie wärmeliebende Eichenmischwälder (Quercion pubescenti-petraeae). Für die Zusammensetzung von Waldavizönosen, ihren Artenreichtum und ihre Diversität sind nicht nur die Artenzusammensetzung der Wälder, sondern auch Altersstadien, Struktur und Ausdehnung entscheidend. (Zur Einteilung s. Abschnitt 2.4; Einzelbeispiele auf den folgendenen Seiten.) Viele Aspekte sind an anderer Stelle dieses Buches bereits erwähnt worden (z.B. Forstwirtschaft Abschnitt 4.3, Sukzessionen Abschnitt 6.3; Artenreichtum Abschnitt 7.3.2, Anteil der Singvögel Abschnitt 7.3.4).

Einen sehr anschaulichen Überblick über den Wald als Ökosystem und Wirtschaftsfläche und die damit zusammenhängenden Probleme bietet das Buch von STERN u.a. (1979).

9.4.1 Waldvögel im Überblick

Der Wald ist das große Entfaltungsgebiet der Singvögel, unter denen baum- und buschbewohnende Arten dominieren. 62% der in Anhang 1 für das hier behandelte Gebiet aufgeführten Singvögel haben als Brutvögel positive Beziehungen zum Wald in verschiedenster Form. Unter den Familien der Turdidae und Sylviidae überwiegen Waldformen; Meisen, Fliegenschnäpper und die stammkletternden Baumläufer und Kleiber kann man ganz zu den Waldvögeln zählen. Auch Bodenbrüter haben mit Heidelerche und Baumpieper Arten, die für Waldlichtungen und sehr frühe Sukzessionsstadien charakteristisch sind. Unter den Corviden treffen wir Formen, die im Wald, meist in Randnähe, Nester anlegen, aber vorzugsweise im offenen Land Nahrung suchen. Viele Buschbrüter bilden zumindest unter den Bedingungen des wirtschaftlichen Altersklassenwaldes Glieder der typischen Waldrandavizönose. Hierzu können auch einige Arten der Feldmark gezählt werden, die nicht zu den eigentlichen Waldvögeln zu rechnen sind, z.B. Goldammer und Feldsperling. Eine Reihe waldbewohnender Singvögel ist an bestimmte Waldarten bzw. Bestandstypen gebunden, wie einerseits typische Nadelwaldbewohner (Haubenmeise, die beiden Goldhähnchen, Kreuzschnäbel), andererseits Auen- und Buschvögel, die in der Regel höhere Feuchtigkeit oder die Nähe von Wasser lieben (z.B. Blaukehlchen, Schlagschwirl, Sumpfrohrsänger). Fast alle waldbewohnenden Singvögel zeigen mehr oder weniger ausgeprägte Neigung, Parklandschaften, Feldgehölze oder kleine Baum- und Gebüschgruppen zu besiedeln (s. Abschnitt 9.1.2), selbst Bewohner der Bergwälder (z.B. Ringdrossel, Birkenzeisig, Zitronenzeisig, Zwergschnäpper, Berglaubsänger; kaum jedoch Tannenhäher). Für die meisten Waldvögel ist der Wald auch gleichzeitig Nahraum (Ausnahme z.B. Krähen, Dohle), der aber außerhalb der Brutzeit, vor allem im Winter, von vielen Arten regelmäßig vorübergehend verlassen wird.

Unter den waldbewohnenden Nichtsingvögeln sind die Verhältnisse grundsätzlich anders. Von den in Anhang 1 aufgeführten Familien sind nur rund 25% der Arten von Wald und Baumgruppen abhängig. Dieser Anteil erhöht sich unter Ausgliederung der Wasservögel und der Limikolen auf etwa 60%, doch sind unter ihnen viele Arten nur zur Anlage des Nestes auf Wald angewiesen und suchen ihre Nahrung in anderen Biotopen. Viele von ihnen sind daher Waldrandsiedler oder im tieferen Wald lediglich Brutgäste. Für ihr Vorkommen ist das Verhältnis Wald zu Feldmark oder Gewässer entscheidend (z.B. für viele Greifvögel, manche Eulen, Ringel- und Hohltaube, aber auch Graureiher,

Schwarzstorch usw.). Unter den Greifvögeln können Sperber und zu einem gewissen Grade auch Habicht als Waldjäger gelten, unter den Eulen Sperlingskauz, Rauhfußkauz, Waldkauz und Habichtskauz. Aber auch für viele Brutgäste des Waldes sind Fragen der Waldstruktur und vor allem Zonen ausreichender Ruhe entscheidend. Höhlenbrüter, aber auch Bewohner großer Horste sind auf alte und/oder hohe Bäume in oft dichten Beständen angewiesen. Die Zahl der typischen Waldbewohner, die höchstens ausnahmsweise außerhalb des geschlossenen Waldes als Brutvögel vorkommen, ist relativ hoch. Hierher zu zählen sind u.a. Auerhuhn, Haselhuhn, Waldschnepfe, Rauhfußkauz, Sperlingskauz, Habichtskauz, Dreizehenspecht, Weißrückenspecht, Schwarzspecht.



Abb. 112. Schema eines Auerhuhn- (oben) und eines Haselhuhn-Biotops (unten); nach SCHERZINGER 1976. Auerhuhn, dargestellt am Beispiel des naturnahen Bayerischen Waldes: 1 = Jungfichte als Winternahrung des Hahnes; 2 = Balzbaum; 3 = Heidelbeere; 4 = Bodenbalzplatz; 5 = Steinchenaufnahme von Wurzeltellern; 6 = gedeckter Schlafplatz; 7 = geschützter Brutplatz; 8 = Fichtenzweige als Winternahrung der Henne; 9 = Huderpfanne; 10 = freier Schlafplatz; 11 = Ameisenhaufen; 12 = Buchenlaub als Sommer- und Herbstnahrung. Haselhuhn: Im linken Abbildungsteil ist die Vielfalt kleiner Lebensraumausschnitte im »Naturwald« dargestellt, die den Biotop zusammensetzen. Rechts stehen die Sekundärstrukturen des Wirtschaftswaldes. 1 = Birkenknospen als Winternahrung; 2 = Lichtung mit Holunder und Weide zur Kükenaufzucht; 3 = Balken und Strünke als Singwarten zur Balz; 4 = Vogelbeerbaum auf Windwurffläche; 5 = verdeckter Brutplatz; 6 = Buchenstangenholz als Wintereinstand; 7 = Beerensträucher an der Straßenböschung; 8 = Huderpfannen im trockenen Sand; 9 = Schlaf- und Zufluchtsort im Fichtenstangenholz.

Die meisten waldbewohnenden Nichtsingvögel werden bei Kontrollflächenuntersuchungen, von denen im nächsten Abschnitt einige Beispiele ausgewertet werden, nicht ausreichend erfaßt, da ihre Abundanz auf kleinen Flächen meist sehr gering ist. Einige Beispiele der Biotopansprüche sollen daher im folgenden kurz angedeutet werden, zumal das Schicksal mancher Waldarten entscheidend von der Waldwirtschaft abhängt.

Das strukturreiche Biotopschema von Hasel- und Auerhuhn und die damit verbundenen Probleme des Überlebens im Wirtschaftswald veranschaulicht Abb. 112 am Beispiel des Bayerischen Waldes nach den Untersuchungen SCHERZINGERS (1976). Von den beiden kleinen Waldeulen Mitteleuropas zeigt der Rauhfußkauz keine Bindung an bestimmte Waldgesellschaften, stellt aber Ansprüche an eine gewisse Strukturvielfalt, in der dichte Tageseinstände, aber auch mehr oder minder offene Jagdflächen mit entsprechendem Kleinsäugerangebot nicht fehlen dürfen. Als Höhlenbrüter ist er auf ein dichtes Höhlenangebot angewiesen, besonders Schwarzspechthöhlen. Der Sperlingskauz dagegen zieht Nadelbaumbestände vor, die auch im Winter ausreichende Kleinvogelmengen beherbergen. Im Hochgebirge sind zwar tagsüber auch die submontanen Fichtenwälder großenteils vogelleer, doch findet aus den Talregionen abends lebhafter Schlafplatzzug von Kleinvögeln statt (z.B. Bergfinken, Tannenmeisen, Amseln), die im Wald übernachten. Manche Sperlingskäuze nutzen diese Möglichkeit ganz gezielt. Aber auch der Sperlingskauz ist auf das Angebot geeigneter Bruthöhlen angewiesen. So ergeben sich für ihn folgende Ansprüche an die Waldstruktur: Dichter, nicht zu hoher Bestand als Tageseinstand, lichtes Altholz mit Höhlenbäumen, kleine offene Flächen als Jagdgebiet.

Die schematische Übersicht der Biotopwahl mitteleuropäischer Spechte (Tab.9.18) läßt erkennen, daß zumindest von einigen Arten bestimmte Waldarten deutlich bevorzugt werden. Die Neigung, außerhalb geschlossener Waldungen in kleinen Baumgruppen zu brüten, ist bei 4 Arten ausgeprägt. In geschlossenen Nadelwäldern sind dagegen 7 Arten nicht regelmäßig zu erwarten. Wie fein im einzelnen auch hier die Ansprüche abgestimmt sind, zeigt z.B. der Dreizehenspecht, der in Mitteleuropa fast ganz auf Fichtenbestände beschränkt ist. Er brütet jedoch nur in autochthonen Fichtenwäldern und ist der Fichte als Nutzholz in die Fichtenforste nicht gefolgt.

Tab. 9.18. Schema der Biotopwahl mitteleuropäischer Spechte. + = selten; ++ = regelmäßig, aber nicht häufig; +++ = regelmäßig und verbreitet; in ( ) = vorzugsweise am Rand geschlossener Bestände; B = Bergwälder.

	Gärten, Feldgehölze, Alleen	Parks	Auwälder	Nadelwald	Mischwald	Laubwald
Wendehals	++	+	++		(+)	
Grauspecht	+	++	++	+	++	++
Grünspecht	+	++	++	(+)	(++)	(++)
Schwarzspecht	+	+		+++	++	+++
Buntspecht	++	+++	+++	++	+++	+++
Blutspecht	+++	+	++			
Mittelspecht		+	+++			++
Weißrückenspecht					B++	B++
Kleinspecht	++	++	++			+
Dreizehenspecht				B+++	B+	

Der Ziegenmelker als Bodenbrüter von Heide- und Waldbiotopen zählt zumindest in Mitteleuropa auch zu den Waldvögeln im weiteren Sinn, denn er brütet vorwiegend in Kiefernforsten. Entscheidend sind folgende Kennzeichen seines Habitats: Entweder sehr lückiger Oberbestand an Bäumen oder bei hohem Grad des Kronenschlusses offene Lichtungen, deren Bewuchs höchstens 1 m erreicht. Der Wärmehaushalt des offenen Bodens ist von Bedeutung; am besten erfüllt der Sandboden die Bedingungen eines Bodens, der die tagsüber eingestrahlte Wärme nachts zumindest an die bodennahen Schichten abgibt (Insektenleben!).

Als Beispiel für die Horstplatzwahl eines Greifvogels im Wald seien die Ergebnisse DIETZENS (1978) am Habicht nach Untersuchungen in Bayern erwähnt. Habichte brüten hier in ausgesprochenen Waldgebieten, besiedeln aber auch recht waldarme Regionen, die nur rund 15% Waldanteil aufweisen. Wesentlich wichtiger als die Ausdehnung des Waldes scheint die Altersstruktur zu sein. Baumbestände von über 80 Jahren sind Voraussetzung für die Ansiedlung des Habichts; derartige Bestände dürfen nicht weniger als 2 ha umfassen. Strukturreiche, mehrschichtig aufgebaute Wälder werden bevorzugt. Innerhalb gewisser »Rahmenbedingungen« ist z.B. der Horstbau von der Artenzusammensetzung des betreffenden Waldbestandes abhängig; Horstbäume zählen meist zu den jeweils stärkeren Bäumen des Bestandes. Günstige An- und Abflugbedingungen durch Schneisen sind meistens zu erkennen.

Diese kurz zusammengefaßten Daten der Biotopwahl einiger Waldvögel lassen eindeutig erkennen, welche Bedeutung der Vegetationsstruktur, dem Altersaufbau und dem Zustand der Wälder zukommt. Forstlicher Vogelschutz, der sich auch heute noch in manchen Amtsbezirken auf das Aufhängen von Nistkästen für einige höhlenbrütende Singvögel und das Anbringen von Vogelfutterstellen im Winter beschränkt, hätte also ein weites Aufgabenfeld. Ein wichtiges Programm moderner Biotoppflege ist z.B. die Erhaltung von Altholzinseln (KEIL 1981).

9.4.2 Fallbeispiele

Die Literatur über Kontrollflächenaufnahmen in Waldbiotopen ist allein für Mitteleuropa kaum mehr zu übersehen. Im folgenden sind zur Charakterisierung der Vielfalt von Möglichkeiten der Betrachtung und Erfassung von Avizönosen der einzelnen Waldtypen, aber auch, um gewisse Regeln anzudeuten, die z.T. bereits an anderer Stelle diskutiert wurden, einige Ergebnisse von Untersuchungen unterschiedlicher Fragestellung herausgegriffen und kurz dargestellt. Soweit nicht anders vermerkt beziehen sich alle auf Altholzstadien, denen im Einzelfall jüngere Stadien (Baumholz, Stangenholz, Dickung) beigemischt sein können.

Vergleiche der Avizönosen unterschiedlicher Waldtypen lassen sich am besten durch Untersuchungen in einer Landschaft oder in nahe beieinander liegenden Landschaftsräumen vornehmen. So verglich MULSOW (1977) auf 8 Kontrollflächen von insgesamt 126,45 ha die Avizönosen von Rotbuchen-Altholzbeständen in Norddeutschland. Dominant waren hier Buchfink, Kohlmeise, Star, Rotkehlchen, Waldlaubsänger, Amsel, Kleiber, subdominant Zaunkönig, Baumpieper, Singdrossel und Zilpzalp. Auf allen Flächen waren Buchfink, Kohlmeise, Star, Rotkehlchen, Kleiber, Zaunkönig vertreten; Präsenzen von über 75% wiesen dazu noch Waldlaubsänger, Amsel, Baumpieper, Singdrossel, Zilpzalp, Ringeltaube und Buntspecht auf. Insgesamt ließen sich also 13 eukonstante Arten nachweisen. Die mittlere Abundanz pro 10 ha betrug 47 Brutpaare; allerdings sind Vögel ganz unterschiedlicher Größe erfaßt. Die Artendiversität betrug 2,79 (2,54 bis 2,95). In Auwäldern desselben Großraums (7 Probeflächen, etwa 65,8 ha) waren

Diversität mit 2,97 (2,85 bis 3,11) und Gesamtabundanz pro 10 ha mit 151,5 Paaren höher, ebenso die Zahl der eukonstanten Arten. In allen Flächen anwesend waren (d= dominant, s = subdominant): Star (d), Buchfink (d), Kohlmeise (d), Blaumeise (d), Zilpzalp (s), Amsel (s), Feldsperling (s), Mönchsgrasmücke (s), Singdrossel (s), Rotkehlchen (s), Fitis (s), Kleiber (s), Zaunkönig, Ringeltaube, Gartengrasmücke, Gartenbaumläufer; hinzu kamen noch mit einer Präsenz von mind. 75% Gartenrotschwanz und Nachtigall.

Verschiedene Waldtypen hat auf 10 ha Kontrollflächen Vidal (1975) im Raum Regensburg untersucht (Abb. 113). Der Strukturreichtum wird durch die Altersklassendiversität und Stockwerksdiversität der Kontrollflächen grob angegeben. Artenzahl und Gesamtabundanz ist im Auwald am größten. Die relativ hohe Artenzahl und Gesamtabundanz des Fichtenwaldes geht höchstwahrscheinlich auf den höheren Strukturreichtum des nach den Originalangaben recht uneinheitlichen Altersbestandes zurück. Auch das Auftreten von Buschbrütern unter den dominanten Arten dieser Kontrollfläche deutet verschiedene Alterszusammensetzungen an (Tab. 9.19). Rotkehlchen, Kohlmeise, Zilpzalp, Buchfink zählen in allen 4 Probeflächen zu den dominanten Arten (Tab. 9.19). Die wesentlich höhere Abundanz im Auwald führt dazu, daß hier allein mehr als die Hälfte der dominanten Arten flächenbereinigte Abundanzen von mindestens 1 aufweisen. In den anderen 3 Waldtypen erreichen unter den Dominanten nur 2 Arten bzw. 1 Art solche Werte. Im Auwald liegen dazu flächenbereinigte Abundanzen subdominanter Arten noch in einem Bereich, in dem sie auf den anderen Probeflächen zu den dominanten Arten zählen. Einförmige Hochwaldbestände bieten auch für viele häufige Singvögel suboptimale Biotope. In naturnahen, auwaldähnlichen Mischwäldern dieses Kontrollflächenvergleichs brütete eine Reihe von Arten, die auf den 3 übrigen nicht vorkamen, nämlich Mäusebussard, Türkentaube, Kuckuck, Grün-, Grau-, Bunt- und Mittelspecht, Gartengrasmücke, Klappergrasmücke, Halsbandschnäpper, Star. Allerdings sind derart kleine Kontrollflächen von nur 10 ha nur für den unmittelbaren Vergleich geeignet und nicht für größere Flächen unbedingt repräsentativ und daher für Hochrechnungen kaum verwendbar. Dies gilt auch für die Untersuchungen von Froehlich (1977) in der Pfalz (Kreis Germersheim). Auf 10 ha Rotbuchen-Hochwald (60 bis 70jährige Rotbuchen, 60 bis 130jährige Stieleichen) brüteten 20 Arten in 61 Paaren, auf 10 ha Eschen-

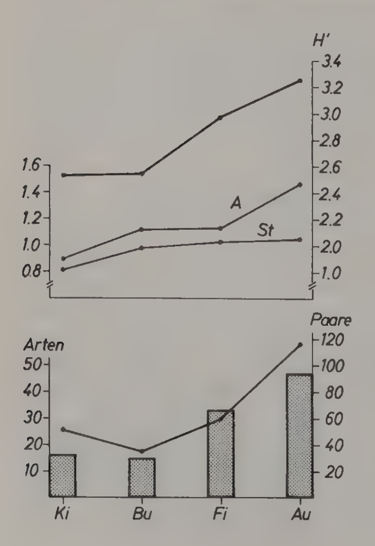


Abb. 113. Avizönosen mehrerer Waldstücke (je eine Probefläche 10 ha) im Raum Regensburg (Daten nach Vidal 1975b). Ki = Kiefer, Bu = Buche, Fi = Fichte, Au = Auwald (Nähres s. Text). Unten: Artenzahl (Säulen, Skala links) und Zahl der Brutpaare (Kurve; Skala rechts). Oben: Altersklassendiversität (A), Strukturdiversität (St) für beide Skala links; Artendiversität H' Skala rechts.

Tab. 9.19. Flächenbereinigte Abundanzen der Kontrollflächen zu Abb. 113 (nach VIDAL 1975). Ki = Kiefernwald; Bu = Buchenwald; Fi = Fichtenwald; Au = Auwald. In ( ) = nicht dominante Arten.

	Ki	Bu	Fi	Au
Tannenmeise	1,5	0,3	9,8	(0,7)
Rotkehlchen	1,3	0,7	0,7	1,8
Kohlmeise	0,3	0,3	0,3	0,6
Zilpzalp	0,7	0,4	0,8	1,4
Fitis	0,6	–	0,5	1,0
Buchfink	0,4	0,3	0,3	0,5
Blaumeise	(0,3)	0,8	0,5	(0,8)
Waldlaubsänger	–	1,1	–	(1,7)
Kleiber	(0,2)	0,4	(0,2)	1,8
Sumpfmeise	–	0,8	–	(0,8)
Sommergoldhähnchen	(0,2)	–	0,9	(0,2)
Mönchsgrasmücke	–	–	0,8	1,2
Singdrossel	–	(0,1)	0,4	(0,3)
Amsel	(0,1)	(0,05)	0,2	(0,1)
Star	–	–	–	0,5
Zahl der Dominanten	6	9	11	8

Erlenwald (20 bis 60 Jahre) 29 Arten in 96 Paaren, auf je 10 ha Eschen-Ulmenauenwald 50 bis 60 bzw. 40 bis 120 Jahre) 33 Arten in 116 Paaren bzw. 32 Arten in 140 Paaren. Von den dominanten Arten der letztgenannten Flächen sind in beiden Typen Rotkehlchen, Zaunkönig, Kohlmeise, Mönchsgrasmücke, Buchfink, Star vertreten, auf der ersteren dazu noch Zilpzalp und Blaumeise. Interessant ist auch die Verteilung der Spechte in diesem Beispiel: Rotbuchenwald Buntspecht (1 Paar); Eschen-Erlenwald Grauspecht (1), Grünspecht (1), Buntspecht (2); Erlen-Ulmen-Auwald Buntspecht (2), Grauspecht (1), Mittelspecht (1), Kleinspecht (1) bzw. Buntspecht (2), Grünspecht (1), Grauspecht (1), Schwarzspecht (1), Mittelspecht (1), Kleinspecht (1). Eine derartige Spechtdichte auf kleinen Flächenausschnitten ist auch für den Auwald außergewöhnlich und zeigt, daß zur Beurteilung der Gesamtabundanz dieser Arten größere Flächen herangezogen werden müssen. In reich strukturierten Wäldern sind aber Kontrollflächenaufnahmen über alle Arten auf großen Flächen sehr schwierig und sicher mit zahlreichen Fehlern behaftet.

Vergleiche zwischen Stadtpark und Laubwald in einer Landschaft führen u.a. TOMIAŁOJĆ & PROFUS (1977) in und um Breslau durch. Sie fanden in 2 Parks (einer in der Stadt, der andere peripher gelegen) eine doppelt so hohe Gesamtabundanz wie in den vogelreichsten Waldtypen des Umlandes. In beiden Parkflächen lag die Dichte der Höhlenbrüter übereinstimmend doppelt so hoch wie im Wald, während sich bei den Freibrütern auf Bäumen und höheren Gebüschen (über 1,5 m) bemerkenswerte Unterschiede zeigten. Im Park des Stadtinnern betrug die Abundanz dieser Gruppe etwa das 3,5 fache des Waldes, im peripheren Park waren sie dagegen nur geringfügig höher. Die Autoren führen diese Unterschiede auf Konkurrenz- und Feinddruck zurück. Ähnliche Ergebnisse liegen auch aus anderen Gebieten vor (Diskussion bei TOMIAŁOJĆ & PROFUS 1977), so daß die Befunde aus Breslau wohl nicht zufällig sind (vgl. auch Abschnitt 9.1). Die Tatsache,



Abb. 114. Ein Waldvogel mit hohen Ansprüchen an die Vertikalstruktur des Hochwaldes ist der am Boden brütende Waldlaubsänger (Foto R. SIEBRASSE).

daß in vielen Waldtypen durch Anbringen von künstlichen Nistkästen die Siedlungsdichte einiger höhlenbrütender Singvögel gesteigert werden kann, deutet an, daß das Angebot an geeigneten Bruthöhlen die Abundanz mancher dieser Arten begrenzt. Die Dichte aufgehängter Nistkästen beeinflußt natürlich auch die Abundanzvergleiche auf kleinen Kontrollflächen mitunter sehr stark.

Den Versuch, die Brutvogelfauna des europäischen Fichtenwald-Bioms vergleichend zu betrachten, unternimmt OELKE (1980). Sein Auswertungsgebiet geht über unser Untersuchungsgebiet (Abb. 2) hinaus; er faßt auch autochthone Fichtenbestände der Alpen und höheren Mittelgebirge mit angepflanzten Fichtenforsten des Flachlandes zusammen und schließt ferner Brutvogelbestandsaufnahmen aus Skandinavien und Osteuropa mit in seine Betrachtungen ein. So weichen also seine Ergebnisse in mancher Hinsicht von den hier erörterten Befunden ab bzw. lassen sich nur mit ihnen bedingt vergleichen. Das von OELKE zusammengetragene riesige Material liefert trotz seiner Heterogenität und zwangsläufigen Lückenhaftigkeit einige auch im Zusammenhang mit der mitteleuropäischen Kulturlandschaft wichtige Erkenntnisse.

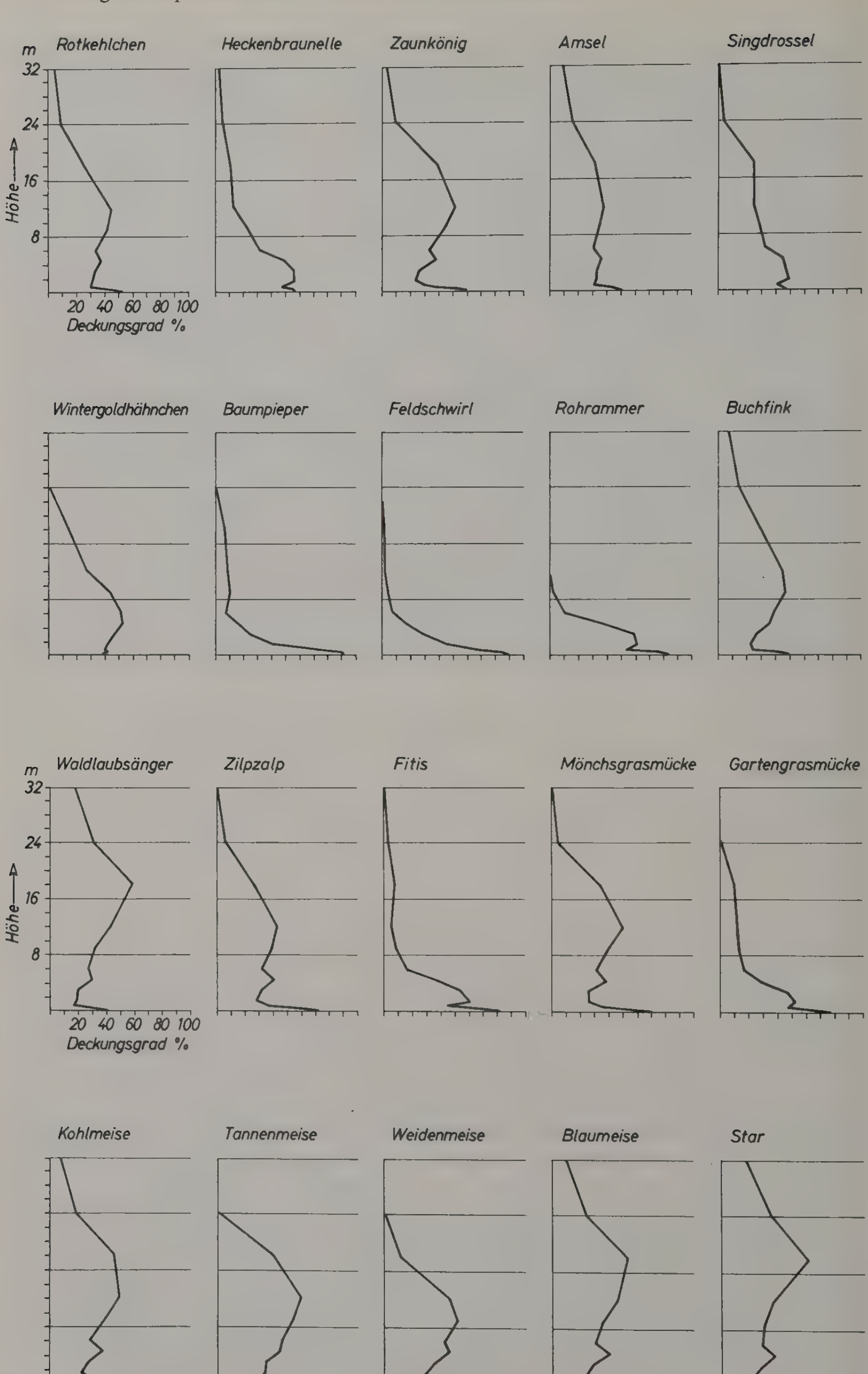
Die Artenzahl der »Fichtenwaldvögel« Europas liegt bei etwa 85, ist also um rund 25 bis 30 größer als die der mitteleuropäischen Fichtenwälder und -forste des Tieflandes (vgl. Tab. 7.4). Die Singvögel nehmen die Masse der Arten ein. Ihr Anteil ist im Vergleich zum gesamten Artenspektrum der Vogelwelt Europas etwa doppelt so hoch wie jener der Nichtsingvögel. Dies entspricht den bereits weiter oben getroffenen Feststellungen über die Vogelwelt des Kartenausschnittes Abb. 2. Natürlich sind nicht alle der in Tab. 9.20 aufgelisteten Arten typische Fichtenwaldvögel.

Tab. 9.20. Artenverteilung und Artenzahlen des europäischen Fichtenwald-Bioms im systematischen Überblick (nach OELKE 1980, Familienzusammenfassung teilweise anders als in Anhang 1; einige Zahlen gegenüber dem Original korrigiert). D/SD = dominant-subdominant; I = influent; R = rezedent.

Familie	D/SD	I	R	Europa	%
Accipitridae/Falconidae			3	34	9
Tetraonidae			3	5	
Phasianidae	1			6	
Scolopacidae			2	32	6
Columbidae	1		2	5	
Cuculidae			1	2	
Strigidae			4	13	31
Caprimulgidae			1	3	
Picidae		1	4	10	50
Corvidae	1	1	3	11	45
Oriolidae			1	1	
Paridae	3	2	2	12	
Sittidae	1			3	
Certhiidae	1		1	3	
Troglodytidae	1			1	
Turdidae	6	2	4	28	43
Sylviidae	5		3	36	22
Regulidae	2			2	
Muscicapidae		2	1	4	
Prunellidae	1			2	
Motacillidae	1		5	9	
Laniidae			1	5	
Sturnidae	1			3	
Fringillidae	7	1	5	31	42

Unter den dominanten Arten befinden sich natürlich nur Singvögel. Die ersten 10 Stellen werden von folgenden Arten eingenommen (Mittelwerte der Dominanzen aus zahlreichen Einzeluntersuchungen): Buchfink 26,2, Rotkehlchen 8,7, Wintergoldhähnchen 8,4, Tannenmeise 4,4, Singdrossel 4,4, Heckenbraunelle 3,3, Fitis 3,3, Haubenmeise 2,4, Zilpzalp 2,1, Baumpieper 1,9. Diese Rangfolge deckt sich nicht ganz mit mitteleuropäischen Verhältnissen. Die Artendiversität beträgt im Mittel 2,45 (1,5 bis 3,1) und liegt damit auch im groben Überblick etwas unter dem Wert von Laub- und Auwäldern. Die Masse der Diversitätswerte liegt ziemlich dicht beieinander, doch fallen mitteleuropäische einförmige Fichtenkulturen nach unten heraus. Man muß allerdings Daten von sehr unterschiedlichen großen Kontrollflächen etwas vorsichtig veranschlagen.

Bei Biomassevergleichen rücken natürlich einige größere Nichtsingvögel in der Rangfolge nach vorne. In diesem Zusammenhang ist aber nochmals zu betonen, daß nicht alle der häufigen Fichtenwaldvögel ihren Nahrungsbedarf aus dem Biom decken und daher die Daten ein etwas schiefes Bild vermitteln. Die überschlägige Biomasse (g/10 ha) der an vorderster Stelle liegenden Arten beträgt: Buchfink 222, Ringeltaube 200, Singdrossel 168, Amsel 150, Eichelhäher 85, Rotkehlchen 58, Heckenbraunelle 41, Fichtenkreuzschnabel 33, Mistel-, Wacholder-, Rotdrossel, Tannenmeise je 32 (Fasan mit 60 bis 80


Rotkehlchen
Heckenbraunelle
Zaunkönig
Amsel
Singdrossel
m
32
24
16
8
Höhe
20 40 60 80 100
Deckungsgrad %
Wintergoldhähnchen
Baumpieper
Feldschwirl
Rohrammer
Buchfink
Waldlaubsänger
Zilpzalp
Fitis
Mönchsgrasmücke
Gartengrasmücke
m
32
24
16
8
Höhe
20 40 60 80 100
Deckungsgrad %
Kohlmeise
Tannenmeise
Weidenmeise
Blaumeise
Star

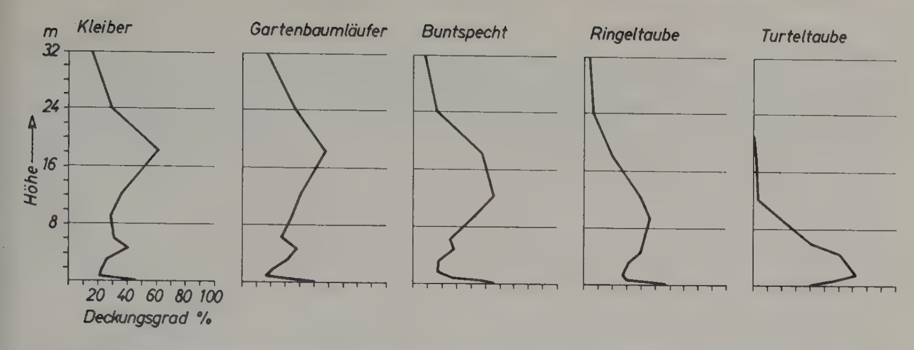


Abb. 115. »Durchschnittshabitate« einiger Brutvögel aus verschiedenen Waldflächen des Raumes Köln. Gemessen werden Höhe der einzelnen Vegetationsschichten und ihr jeweiliger Deckungsgrad. Die Kurven sagen nichts über den bevorzugten Aufenthalt der einzelnen Arten aus, sondern geben nur den Stockwerksaufbau der Vegetation wieder, in der die betreffenden Arten registriert wurden (nach ERDELEN 1978).

nicht mitgerechnet). Diese Werte sind nicht allzu aufschlußreich vielleicht mit Ausnahme jenes des Fichtenkreuzschnabels, der als Ernährungsspezialist des Fichtenwald-Bioms recht hohe mittlere Biomassewerte zu erreichen scheint. Doch kann auch sehr wohl sein, daß dieser Mittelwert aus unterschiedlichen Gebieten und vor allem aus verschiedenen Jahren die Verhältnisse falsch wiedergibt, vor allem im Vergleich zu anderen Arten. Kreuzschnäbel zeigen als Zigeunervögel eine so hohe Dynamik, daß sie auf einer Kontrollfläche mit hoher Wahrscheinlichkeit in einzelnen Jahren überhaupt nicht vertreten sind und ihre Biomasse in Korrelation mit der Zapfenmast in anderen auf das Vielfache des Mittelwertes ansteigt. Biomasse und Aufenthaltszeiten pro Probefläche schwanken bei Kreuzschnäbeln so stark, daß für diesen besonders spezialisierten Fichtenwaldbewohner die übliche Methodik der quantitativen Probeflächenuntersuchungen wohl kaum ausreicht, sein Vorkommen quantitativ adäquat zu beschreiben.

Die Bedeutung großräumiger Zusammenfassungen quantitativer Kontrollflächenuntersuchungen liegt zumindest beim derzeitigen Stand ungleich und nicht nach systematischen Gesichtspunkten verteilter Einzelflächen weniger in pauschalen Zusammenfassungen, sondern im Hinweis auf mögliche geographische und ökologische Unterschiede. So ist auf Grund auch hier bereits an verschiedenen Stellen erwähnter Hinweise zu erwarten, daß z.B. in angepflanzten Fichtenforsten manche Arten des Fichtenwald-Bioms fehlen bzw. die Artengesellschaften anders zusammengesetzt sind als in autochthonen Fichtenbeständen, einmal ganz abgesehen von den grundsätzlichen Unterschieden der Avizönosen der einzelnen Sukzessionsstadien. Aus dem von OELKE zusammengestellten Material geht z.B. hervor, daß in Nord- und Osteuropa u.a. folgende Arten der Avifauna von Fichtenwäldern angehören, in Mitteleuropa jedoch nicht: Waldschnepfe, Hohltaube, Turteltaube, Ziegenmelker, Grünspecht, Dreizehenspecht, Mittelspecht, Schafstelze, Gelbspötter, Grauschnäpper, Zwergschnäpper, Schwanzmeise, Sumpfmeise, Blaumeise. Die Wertung dieser Aufstellung ist etwas problematisch, da vermutlich einige der Arten auch in Ost- und Nordeuropa keine nennenswerte Rolle in Fichtenwäldern spielen. Andererseits läßt sich klar erkennen, daß unter den genannten Arten eine (Dreizehenspecht) für montane und subalpine Fichtenbestände auch in Mitteleuropa charakteristisch ist, und 4 bis 5 weitere Arten durchaus solche Fichtenwälder nicht meiden (wobei die Artenzahl in Fichtenbeständen über ca. 600 bis 800 m Meereshöhe meist schon aus

Tab. 9.21. Aufteilung der Avizönose zweier Mischwaldstücke am NW-Rand der Alpen (500 – 1200 m) in Gilden der Nahrungssuche (nach THIOLLAY 1978 verändert), Gewichtsklassen: a = < 10 g, b = 10–24 g, c = 25–90 g, d = 95–290 g, e = 300–990 g. 1, 2, 3 = unterschiedliche Antreffhäufigkeit pro Zeiteinheit der Beobachtung an festen Plätzen.

			Gewicht	Häufigkeit
A. *Luftjäger*				
tagaktiv		Mauersegler	c	2
		Rauchschwalbe	b	2
		Mehlschwalbe	b	2
B. *Verschiedene Baumbewohner*				
1. Sucher	am Boden	Rabenkrähe	e	1
	an Bäumen	Eichelhäher	d	2
2. Pflanzenfresser (Knospen, Früchte)	an Büschen, unteres Baumdrittel	Gimpel	b	2
	oberes Baumdrittel	Fichtenkreuzschnabel	c	2
		Ringeltaube	e	2
3. Greifvögel	Flugjäger	Sperber	e	1
	Suchjäger (Bodentiere)	Mäusebussard	e	2
	Spezialisten	Wespenbussard	e	1
C. *Insektenfressende Baum- und Buschbrüter*				
1. Ansitzjagd auf Fluginsekten	Obere Baumhälfte	Grauschnäpper	b	1
		Trauerschnäpper	b	1
2. Insektensucher auf der Baum- und Buschoberfläche	an kleinen Zweigen	Kuckuck	d	2
		Pirol	c	1
		Mönchsgrasmücke	b	2
		Fitis	a	2
		Zilpzalp	a	3
		Waldlaubsänger	a	1
		Sommergoldhähnchen	a	3
		Wintergoldhähnchen	a	3
	an Ästen und Blattbasen	Kohlmeise	b	3
		Blaumeise	b	3
		Tannenmeise	b	3
		Haubenmeise	b	3
		Weidenmeise	b	2
		Sumpfmeise	b	2

Tab. 9.21. Aufteilung der Avizönose zweier Mischwaldstücke am NW-Rand der Alpen (500 - 1200 m) in Gilden der Nahrungssuche (nach THIOLLAY 1978 verändert), Gewichtsklassen: a = < 10 g, b = 10-24 g, c = 25-90 g, d = 95-290 g, e = 300-990 g. 1, 2, 3 = unterschiedliche Antreffhäufigkeit pro Zeiteinheit der Beobachtung an festen Plätzen.(Fortsetzung)

			Gewicht	Häufigkeit
	am Stamm	Gartenbaumläufer	a	2
		Waldbaumläufer	a	2
3. Sucher und Bohrer	Kleine Arten, Oberflächeninsekten bilden hohen Nahrungsanteil	Kleinspecht	b	1
		Kleiber	b	3
	teilweise Vegetarier	Buntspecht	c	2
	auch Ameisenjäger am Boden	Schwarzspecht	e	1
		Grünspecht	d	1
4. Sucher in tieferen Schichten	vor allem Krautschicht	Heckenbraunelle	b	1
		Nachtigall	b	1
	Büsche bis 3 m	Gartengrasmücke	b	2
		Zaunkönig	a	3
5. Bodensucher z.T. (Ergänzung durch Knospen)	Wirbellose aus oberen Bodenschichten	Star	c	2
		Amsel	d	3
		Singdrossel	c	3
		Misteldrossel	d	2
	Insektenjagd in Bodennähe	Gartenrotschwanz	b	1
	Wirbellose vom Boden auflesen	Rotkehlchen	b	3
		Baumpieper	b	2
	ebenso, doch überwiegend Körnerfresser	Buchfink	b	3
		Grünling	c	1

klimatischen Gründen reduziert ist). Dies deutet neben anderen Hinweisen an, daß Fichtenforste des Flachlandes als Produkte der Holzwirtschaft ähnlich naturfernen Ökosystemen der Agrarlandschaft Artenfehlbeträge aufweisen, die hier mit ursprünglichen Beständen des gleichen Raumes verglichen werden können.

Schon bei der Darstellung von Sukzessionen (Abschnitt 6.3; Abb. 51, 52) wurde die Bedeutung des Schichtenaufbaus der Wälder für die Habitatstruktur einzelner Arten deutlich. Ein anderer Ansatz zur Darstellung der Verhältnisse bietet u.a. die Arbeit von ERDELEN (1978), der aus einer Reihe von Kontrollflächen um Köln Vegetationsprofile der »Durchschnittshabitate« für einige Brutvögel entwickelte (Abb. 115). Auch hieraus lassen sich praktische Erkenntnisse für den Waldbau ableiten und vor allem die relative Artenarmut einförmiger, dichtgeschlossener Hochwaldbestände begründen.

Eine Einteilung in Nahrungssuch-Gilden der Vögel eines Mischwaldes am Alpenrand hat THIOLLAY (1978) vorgenommen (Tab. 9.21), wobei diese Grobeinteilung nur für die Brutzeit gilt. Auch hieraus wird deutlich, wie nicht nur verschiedene Strategien der Nahrungssuche unter den Waldvögeln nebeneinander entwickelt wurden, sondern auch verschiedene vertikale Vegetationsbereiche bestimmten Arten mehr oder minder vorbehalten sind. Im einzelnen sind die Verhältnisse noch feiner aufeinander abgestimmt, wobei die Anwesenheit von Konkurrenten die jeweilige Realnische der einzelnen Arten gegenüber der Fundamentalnische stark einengen kann (vgl. Abschnitt 4.4). Zu den häufigsten Vögeln europäischer Mischwälder zählen kleine Arten, die vor allem die mittleren und höheren Vegetationsschichten nach Wirbellosen absuchen (Typ Meise, Goldhähnchen, Laubsänger), in reich gegliederten Wäldern können aber auch die Nutzer bodennaher Vegetationsschichten hohe Abundanzen entwickeln (z.B. Drosseln, Rotkehlchen). Die Zahl der überwiegend herbivoren Arten ist im Wald im Gegensatz zur Feldmark viel kleiner. Die beiden letzten Beispiele, insbesondere die Punkttaxierungen von THIOLLAY (1978), geben über die Struktur und über die Ausdehnung des Habitats mehr Aufschluß in Blickrichtung auf die Nahrungssuche oder den allgemeinen Aufenthaltsraum als über den Neststandort. Neben der Ermittlung von Abundanzen ist besonders in der Beschreibung von Waldavizönosen die Berücksichtigung der Vertikalstruktur der Vegetation von besonderer Bedeutung und eine reizvolle Aufgabe für Felduntersuchungen. Insbesondere ist das jahreszeitlich möglicherweise wechselnde Spektrum des Vorzugsbereiches einzelner Arten in mitteleuropäischen Waldgesellschaften noch wenig erforscht.

Zusammenfassung

Die Lebensräume der Kulturlandschaft zeigen deutliche Unterschiede in Abundanz und Artenzahl und somit auch in der Diversität. Gegen das Zentrum der Städte nimmt die Artenzahl ab, die Gesamtabundanz jedoch zu. Einzelne Arten machen im Stadtkern den Hauptanteil der Vogelmenge aus. Grünanlagen bereichern die Vogelwelt der Stadt entscheidend; sie müssen allerdings eine gewisse Mindestgröße aufweisen.

Vögel schließen sich unterschiedlich eng an den Menschen an (Synanthropie). Nur wenige Arten sind obligatorische Synanthrope (z.B. Haussperling, Türkentaube). Synanthropie bzw. Verstädterung ist meist eine relativ junge Erscheinung, da sich die moderne Stadtlandschaft erst in den letzten 200 Jahren entwickelt hat. Durch Ausdehnung menschlicher Siedlungen und Zersiedlung der Landschaft kommen Vögel zwangsläufig in Kontakt mit Menschen.

In der Agrarlandschaft sind intensiv genutzte Flächen besonders artenarm. Auf Ackerflächen nimmt die Feldlerche einen ähnlichen Dominanzwert ein wie der Haussperling in den städtischen Siedlungen. Extensiv genutztes Grünland (vor allem Feuchtwiesen) bildet wichtige Brut- und Rastplätze; Kleinstrukturen und Kleinbiotope erhöhen die Artenzahl und Abundanz in Ackerlandschaften oft sehr stark (ökologische Zellen).

Die traditionelle Teichwirtschaft schuf für viele Arten günstige Ansiedlungsmöglichkeiten. Aber auch hier hat zunehmende Intensivierung der Nutzung günstige Entwicklungen teilweise heute gebremst oder rückgängig gemacht. Eine große Chance, wichtige Biotope zu erhalten, liegt in der Sicherung von Abgrabungsstellungen, Naßbaggerungen, Kiesgruben usw.

Von den Singvögeln können 62 % als Waldvögel im weitesten Sinn bezeichnet werden; einen ähnlichen Wert erreichen Nichtsingvögel nur, wenn ans Wasser

gebundene Arten vernachlässigt werden. Für eine Reihe von Nichtsingvögeln ist der Wald allerdings nur Brutplatz. Typische Waldvögel stellen besondere Ansprüche an die Waldstruktur, die im Wirtschaftswald meist fehlt. Besonders artenreich sind Mischwald- und Auwaldbestände.

10 Ornithologische Untersuchungen als Beitrag zur Umweltplanung und -bewertung

Das vierbändige Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt von BUCHWALD & ENGELHARDT (1978 bis 1980) widmet einen Band von über 750 Seiten allein den Fragenkomplexen um Bewertung und Planung. Schon damit ist der hohe Stellenwert gekennzeichnet, den im heutigen Umweltschutz die vorausschauende Planung genießt. Zu den vielen Bestandteilen der Landschaft, die für die Planung verwertbare Informationen beitragen, zählen auch Tierpopulationen und -gesellschaften, die insbesondere wichtige Bewertungsgrundlagen für die Schutzwürdigkeit einzelner Landschaftsräume oder Landschaftsbestandteile liefern können. Es fehlt daher nicht an Versuchen der Ornithologen, Bestandsaufnahmen an der Vogelwelt als Landschaftsinformation dem Planer anzubieten. Aber bereits auf diesem schmalen Ausschnitt des Informationsangebotes ist die Literatur in letzter Zeit stark angewachsen und belegt z.T. sehr unterschiedliche Bemühungen, ornithologische Detailinformationen so zusammenfassend auszuwerten, daß sie für die Arbeit der Praxis brauchbare Unterlagen bieten und sich in andere Planungsbeiträge einordnen lassen. Im einzelnen ergeben sich dabei Schwierigkeiten sowohl in der Gewinnung der Materials als auch in seiner Verarbeitung und Umformung zu planungsrelevanten Größen, so daß ornithologische Planungsbeiträge von ganz verschiedenen Ansätzen ausgehen. Damit unterscheiden sie sich allerdings kaum von anderen Beiträgen zu Fachplänen, wie überhaupt das Planungswesen in seiner verwirrenden Vielschichtigkeit, seinem kaum mehr überblickbaren Umfang und seiner zunehmend komplizierten Planungssprache eine gewisse Planungsverdrossenheit hervorruft. Hinzu kommt, daß durch die Festschreibung oft bereits überholter Vorstellungen oder durch vermeintliche oder wirkliche Aufblähung des Planungsapparates mit scheinbar geringer Effizienz das Vertrauen in Umweltplanungen aller Art nicht eben gefördert wird. Mangelhafte Integration verschiedener Fachplanungen und/oder lange Laufzeiten zwischen Planung und Ausführung der geplanten Maßnahmen sind häufig die Ursachen für Mißstände in der Raumplanung.

10.1 Planungsziele und Bewertungskriterien

Da ein Platz nicht alle Funktionen erfüllen und auch nicht alle seiner Naturausstattung nach möglichen Nutzungsansprüchen des Menschen genügen kann, ist seine Beanspruchung so zu planen, daß seine Ressourcen nicht vorzeitig erschöpft oder seine Leistungsfähigkeit beeinträchtigt werden. So etwa kann man kurz Planungsziele formulieren, auch

wenn es für die Raumplanung bisher noch keine allgemeine Definition zu geben scheint. Ökologie ist also integrierter Bestandteil aller Einzel- und Gesamtplanungen oder sollte es wenigstens sein. Ökologisch orientierte Raumplanung ist auch das erklärte Ziel z.B. der deutschen Bundesregierung, die mit dem Naturschutzgesetz der Landschaftsplanung als Instrument dieser ökologischen Planung eine rechtliche Grundlage gegeben hat. Raumplanung ist trotzdem in Mitteleuropa allerdings oft gleichbedeutend mit Wirtschaftsplanung.

Als eine besondere Fachplanung im Rahmen der Landschaftsplanung ist die Naturschutzplanung anzusehen (die oftmalige Wiederholung des Begriffes Planung in unterschiedlicher Zusammensetzung entspricht den üblichen programmatischen Zusammenfassungen über das Planungswesen). Dabei geht es nicht nur um die Ausweisung und Pflege von Naturschutzgebieten oder anderen Reservaten. Bei einem Flächenanteil von nur rund 0.8 % sind z.B. in der Bundesrepublik Deutschland Naturschutzgebiete nur »als beschränkte Teillösung der Flächensicherung« (Erz 1981) anzusehen. Objekt- und Flächensicherung muß demnach auch außerhalb der durch Schutzverordnungen festgelegten Gebietsgrenzen stattfinden. Eine wichtige Voraussetzung, Ansprüche des Naturschutzes gegenüber anderen Nutzungsinteressen zu vertreten, ist die Bewertung einer Fläche. Solche Bewertungen haben darüber hinaus auch die Aufgabe, eine Vergleichsgrundlage zu schaffen. Diese wiederum ist Voraussetzung für das Erkennen von Prioritäten, aber auch zur deutlichen Festlegung von Grenzen für Kompromißmöglichkeiten oder zur Einsicht in die Folgen landschaftlicher Eingriffe. Vergleichende Bewertung schafft schließlich auch die Erfolgskontrolle von Schutz- und Gestaltungsmaßnahmen, ohne die wissenschaftlich wie ökonomisch vertretbarer Naturschutz nicht auskommen kann.

Herkömmlicherweise unterscheidet man im Kriterienkatalog für zu bewertende Gebiete ökosystemorientierte und populationsorientierte Kriterien. Man kann sie aber auch in syn-, dem- oder autökologische Aspekte aufteilen; oft verwischen sich die Grenzen. Ökosystemorientierte Kriterien würden z.B. bedeuten, daß ein Gebiet ein bestimmtes Ökosystem darstellt und/oder bestimmte Tier- und Pflanzengesellschaften mit besonderer Ausprägung und Struktur enhält. Damit würde z.B. die Sicherung eines Moores oder eines natürlichen Waldgebietes als Ganzes mit der gesamten Lebensgemeinschaft zu zählen sein. Vögel können durchaus wichtige Informationen darüber geben, ob ein synökologischer Aspekt in einer bestimmten Wertung wirklich berücksichtigt ist oder nicht. Wenn ein Schutzgebiet z.B. einen typischen Ausschnitt der Alpenlandschaft wirksam sichern soll, müssen dort Steinadler, Schneehuhn, Birkhuhn usw. leben können. Gerade Arten mit hohem Platzbedarf können für die Größe von Schutzgebieten wichtige Maßstäbe setzen; Arten, die verschiedenen Ökosystemkomplexen angehören mit großen Revieren und unterschiedlichen Nist- und Nahrungsgebieten liefern wichtige Hinweise für die Bewertung und Abgrenzung von Flächenkombinationen. Bei Vögeln geht es übrigens nicht nur um den Schutz von Brutgebieten. Ebenso wichtig ist die Sicherung von Nahrungs-, Überwinterungs-, Mauser- oder Rastgebieten auf dem Durchzug. Damit ist gerade der Vogelschutz zu einem Vorläufer internationaler Koordinationen und Absprachen geworden.

Das Konzept von Schutzgebietsnetzen bringt noch eine weitere ökosystemorientierte Komponente für die Bewertung mit ins Spiel, nämlich sogenannte Netzkriterien. Hierunter ist jeweils zu prüfen, ob ein bestimmter Ökosystemtyp im vorhandenen Schutzgebietsnetz (z.B. in internationalem Rahmen) bereits sichergestellt ist oder nicht, ob also das bisherige Netz noch qualitative oder quantitative Lücken hat. Damit eng zusammen hängt natürlich die Frage, wie selten ein Ökosystemtyp ist usw.

Die Beschreibung von Vogelvorkommen oder der Zusammensetzung von Avizönosen und die Wertung dieser Ergebnisse können sowohl Beiträge zum synökologischen Ansatz der Gebietssicherung liefern (Vögel gewissermaßen als Indikatoren für das Bestehen bestimmter Lebensgemeinschaften) als auch zu ganz speziellen Artenschutzmaßnahmen, indem ein Gebiet oder eine Schutz- oder Gestaltungsmaßnahme für die Erhaltung einer bestimmten Population einer bedrohten Art sichergestellt bzw. durchgeführt wird. Natürlich sind auch die meisten Artenschutz- bzw. -hilfsmaßnahmen nicht isoliert zu sehen; Gebietssicherung für bestimmte Vogelarten kommt auch anderen Gliedern der Biozönose zugute.

Vögel sind aus verschiedenen Gründen gut geeignet, Bewertungen von Flächen vorzunehmen. Sie bilden in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft die artenreichste Wirbeltierklasse mit vielseitigen Positionen in den Biozönosen. Die Arten und ihre Lebensansprüche sind im allgemeinen recht gut bekannt, so daß bereits beim Vorkommen oder Fehlen einer Art weiterreichende Schlüsse auf die Struktur und den Zustand einer Fläche möglich sind. Die Vielzahl der bisher vorliegenden und auch den vorangehenden Kapiteln zum Teil ausgewerteten Ergebnissen gestattet es, aktuelle Befunde relativ rasch einzuordnen und zu bewerten. Andererseits bieten speziell für die Frage der Planung Vögel auch nicht zu übersehende Schwierigkeiten, vor allem wenn es darum geht, flächenscharfe Abgrenzung bestimmter Biotope anzubieten. Die vielseitige Anpassung vieler Vogelarten an die Lebensbedingungen der Kulturlandschaft bringt manchmal Schwierigkeiten der Interpretation bestimmter Befunde mit sich. Vögel versagen meist als Bewertungskriterien für kleinflächige Landschaftsbestandteile und Strukturen, wenn man lediglich Bestandsaufnahmen zugrunde legt. Da Vögel auch in vielen sekundär entstandenen Kulturlandbiotopen vorkommen, geben sie auch nicht unbedingt Hinweise auf wertvolle naturnahe Restbiotope, die z.B. für Pflanzen- oder Insektengemeinschaften von großer Bedeutung sind. Vögel können allerdings durch ihre Vielseitigkeit der allzusehr auf die Abgrenzung bestimmter Pflanzengesellschaften (wie z.B. mitunter in landesweiten »Biotop«-Kartierungen praktiziert) gerichteten Aufmerksamkeit eine gewisse Korrektur aufnötigen, da eben viele Arten nicht für einen bestimmten Vegetationstyp, sondern für bestimmte Zustände bzw. Faktorenkombinationen typisch sind.

Die bisherigen ornithologischen Beiträge zur Landschafts- bzw. Naturschutzplanung sind recht zahlreich. Beispiele: Bezzel & Ranftl 1974; Bezzel & Reichholf 1974; Haarmann 1975; Berndt, Heckenroth & Winkel 1975, 1978, 1979; Bezzel 1976, 1980; Müller u.a. 1977; Scherner 1977; Müller 1978; Erz 1978 und in Olschowy 1978; Bezzel & Lechner 1978; Blana 1978, 1980; Bezzel & Utschick 1979; Banse 1980; Scott 1980; Mulsow 1980. Ein ideales Bewertungssystem sollte u.a. folgenden Forderungen genügen (Bezzel 1980f):

a) Bewertungskriterien sollten möglichst einfach zu handhaben sein und z.B. auch dem biologisch nicht vorgebildeten Sachbearbeiter an Behörden rasch benötigte Mindestinformationen liefern.

b) Sie müssen biologische Sachverhalte knapp quantitativ ausdrücken in einer Form, in der der sachfremde Planer diese Quantitäten in seine Konzepte einbauen kann.

c) Die dabei zu ermittelnden Quantitäten dürfen jedoch nicht zu eng gefaßt werden, um unterschiedlichen ökologischen Positionen der einzelnen Arten oder unterschiedlichem Kenntnisstand in der Forschung (regional und/oder artspezifisch) genügen zu können und/oder nicht schon bei geringfügigen Änderungen neue Einstufungen notwendig zu machen.

d) Das Bewertungssystem muß so flexibel sein, daß neue Erkenntnisse oder die z.T. heute sehr rasch eintretenden Veränderungen jederzeit berücksichtigt werden können.

e) Das Bewertungssystem sollte ohne Komplikationen auf verschiedener Ebene nach grundsätzlich gleichem Schema anwendbar sein, also z.B. regionalen, nationalen und internationalen Zielen genügen.

f) Die Anwendbarkeit sollte sich nicht nur auf die Bewertung des Gefährdungsstatus bzw. der Schutzbedürftigkeit einzelner Arten, sondern auch auf Bewertung von Gebieten ausdehnen lassen.

g) Grundsätzlich begrüßenswert wäre, wenn ein ähnliches System auch für andere Landwirbeltiere Anwendung finden könnte.

Dabei ergeben sich jedoch gewisse Probleme, divergierenden Forderungen durch Kompromisse gerecht zu werden. Einerseits sollen die Planungsbeiträge so detailliert und exakt wie möglich die Befunde zusammenfassen, andererseits aber Menschen mit unterschiedlicher Vorbildung ein Instrument an die Hand geben, mit dem sie nicht nur arbeiten können, sondern das ihnen auch gewisse Einsichten vermittelt. Weitere Probleme entstehen in der Praxis dadurch, daß Planungsbeiträgen der Ornithologie meist keine beliebig lange Zeit der Untersuchung zur Verfügung stehen, sondern diese sich im Gegenteil erst nach den (für gewöhnlich von der Wirtschaft) vorgegebenen Planungsterminen richten müssen. Arbeitsökonomische Gesichtspunkte verbieten also oft methodisch ausgeklügelte Materialsammlung. In diesem Zusammenhang darf der nachdrückliche Hinweis nicht fehlen, daß viele wichtige Unterlagen von Amateurornithologen stammen, die damit für die Öffentliche Hand kostenlose Planungsbeiträge erarbeiten.

Möglichst einfach durchzuführende und eindeutige Bewertung von Gebieten anhand der durch Vorkommen und Verbreitung der Vögel erhaltenen Informationen stößt aber auch auf Widerspruch. Kritik an Bewertungsmethoden entzündet sich abgesehen von Detaildiskussionen zur Brauchbarkeit einzelner Kriterienkataloge an zwei Gesichtspunkten. Zum einen wird befürchtet, eine nach Einheiten abgestufte Bewertung könnte Positionen des Naturschutzes preisgeben. Bei einer unterschiedlich hohen Einstufung grundsätzlich schützens- oder erhaltenswerter Flächen würde dem niedriger bewerteten Gebiet ein geringerer Schutz zuteil oder es würde unter Umständen sogar Wirtschaftsinteressen geopfert. Diesem oft vorgetragenen Einwand kann einfach begegnet werden: Der Naturschutz gibt durch unterschiedliche Bewertung keine Positionen preis, sondern formuliert im Gegenteil unmißverständlich seine für die Erhaltung des Naturhaushaltes unverzichtbaren Forderungen, wenn er klare Prioritäten setzt. Der andere Einwand geht von den Bewertungsmethoden aus, indem er grundsätzlich die Möglichkeit verneint, durch einfache Zahlen gewisse Normen für eine Bewertung der Vogelwelt als Landschaftskomponente zu setzen. Teilweise sind diese Vorbehalte durch unterschiedliche Interpretation des Begriffes »Norm« entstanden. Im Zusammenhang mit definierten Bewertungskriterien ist Norm im Sinne eines festgesetzten Maßes zu verstehen, nach dem etwas gemessen werden soll, also eine Vergleichsgrundlage. Diese Norm muß nicht den allgemeinen Durchschnitt, also den Normalfall darstellen (abgesehen davon wäre auch dann zu definieren, was als normal gilt). Es steckt also bei der Festsetzung einer Bewertungsnorm keineswegs die Anmaßung dahinter, vom grünen Tisch aus zu entscheiden, was normal zu sein hat. Im Gegenteil: Die Frage, welcher Wert für eine Landschaft normal, welcher über- oder unterdurchschnittlich ist, ergibt sich erst aus der anschließenden vergleichenden Bewertung. Gewisse Willkürlichkeiten, zumal bei lückenhaften Kenntnissen und der hohen Dynamik der Landschaft und der in ihr lebenden Zönosen, sind nicht zu vermeiden, ebenso wenig z.B. Bildung von groben Größenklassen. Letztere stellen nur dann einen Informationsverlust dar, wenn sie sklavisch angewendet und/oder weiterführende Analysen blockieren würden. Grundsätzlich ähnliche Probleme haben auch Planungsbeiträge aus dem sozio-ökonomischen Bereich zu bewältigen. Auch die vielen Hunderte

von ornithologischen Bestandsaufnahmen führten längst zu einer gewissen Normung der Befunde, obwohl die üblichen Angaben von »revieranzeigenden« Männchen bei vielen Arten als Maß der Abundanz wahrscheinlich gar nicht sinnvoll sind, oder zumindest nicht in einer Liste im Vergleich mit anderen Arten, deren Sozialstruktur und Populationsdynamik grundverschieden ist.

Als Bewertungskriterien können verschiedene Größen in Frage kommen, wie z.B. Artenzahl, Populationsgröße, Abundanz oder Diversität. Mit Hilfe von Zusatzinformationen lassen sich diese Größen im einzelnen noch näher erläutern und damit in Rangfolgen bzw. Werteskalen einordnen.

Einfache Artenlisten mit Angabe des Status oder eine Liste der Brutvögel geben Aufschluß über Artenreichtum, angesichts der Artenverarmung in der Kulturlandschaft ein sehr wichtiges Bewertungskriterium für wertvolle Gebiete, wenn auch nicht das einzige. Bekanntlich gibt es naturnahe artenarme Gebiete (z.B. Hochmoor, Schilfgürtel), die bei alleiniger Berücksichtigung der Gesamtartenzahl eine ihrer Bedeutung nach sicher zu niedrige Bewertung erhalten würden. Mit Hilfe der Artenarealkurve kann Artenreichtum als Indexwert angegeben werden (vgl. Abschnitt 7.3). Hierbei wird dann auch die Gebietsgröße sinnvoll berücksichtigt. Für eine weitergehende Bewertung sind Zusatzinformationen nötig. Roten Listen kann ein gewisser Gefährdungsgrad einzelner Arten entommen werden, so daß z.B. die Zahl der Brutvögel eines Gebietes, die in der Roten Liste des Landes, der Provinz usw. verzeichnet sind, als Bewertungsgrundlage dienen kann. Statt seltener und gefährdeter Arten der Roten Listen kann die Seltenheit der einzelnen Arten auch durch relative Häufigkeiten (selbst in groben Kategorien) ermittelt werden. Bei derartigen Überlegungen ist es oft gar nicht nötig, das gesamte Artenspektrum zu ermitteln. Man kann das Augenmerk auf die Verbreitung und das Vorkommen seltener bzw. gefährdeter Arten allein richten. Allerdings fallen dann Gebiete, die keine solche Arten beherbergen, ganz aus der Wertung heraus.

Exaktere Bewertungsgrundlagen liefern natürliche quantitative Bestandsaufnahmen. Man kann sich dabei auf die Ermittlung von Abundanzen bestimmter Arten (der Roten Liste) beschränken. Die in diesem Buch vorgestellten flächenbereinigten spezifischen Abundanzen (vgl. Abschnitt 8.3.3) können einzelne Flächen im Hinblick auf ihre Eignung als Habitat bestimmter Artten bewerten. Die Größe lokaler Populationen (Brutvögel oder Gäste) ist meist erst im Vergleich mit überregionalen Bezugsgrößen sinnvoll als Bewertungsgrundlage einzusetzen. Bei einigen Vorschlägen geht man davon aus, daß die in einem Gebiet rastenden bzw. brütenden Individuen einen bestimmten Prozentsatz der Population eines größeren Gebietes erreichen müssen, um diese Fläche je nach Situation als national oder international bedeutsam einstufen zu können. Derartige meist für Wasservogelpopulationen (s. unten) angewendeten Bewertungskriterien setzen mehr oder minder willkürlich 1% oder 2% der Population eines Bezugsraumes als Grenze fest, ohne geprüft zu haben, ob diese Kriterien wirklich einen essentiellen Beitrag zum Schutz der betreffenden Art darstellen. Die Wahl der Prozentzahlen ist aber meist von der Praxis dadurch gut begründet, daß sie in Bezug zu der in einem Gebiet zu erwartenden Größenordnung lokaler Populationen steht und damit eine größere Zahl von Flächen in die Wertung fallen. Es wäre sinnlos, Populationsgrößen festzusetzen, die nur in Ausnahmefällen erreicht werden. Bei Vogelpopulationen mit sehr dünnen Siedlungsdichten und großem individuellem Platzbedarf (z.B. große Greifvögel) sind derartige Wertungskriterien natürlich sinnlos.

Diversität als Bewertungskriterium für Gebiete wurde mehrfach vorgeschlagen (z.B. Bezzel & Reichholf 1974, Blana 1980, Mulsow 1980). Die Verwendung der Diversität hat den Vorteil, daß nicht unbedingt absolute Populationsgrößen bzw. Abundanzen der

einzelnen Arten ermittelt werden müssen, sondern auch relative Zählungen verwendet werden können. Damit ist die Diversität ein Maß, das sich gleichermaßen für die Beurteilung von Brut- wie für Rastgebiete einsetzen läßt, da Zählungen zu allen Jahreszeiten verwertet werden können.

Im folgenden werden einige Bewertungsvorschläge kurz geschildert, die aus verschiedenem Blickwinkel heraus einen möglichst planungseffizienten Beitrag für Gebiete unterschiedlicher Größenordnung vor allem auch unterschiedlicher Funktion (z.B. Rast-, Mauser-, Brutplatz) anstreben. Nicht alle haben ihre Bewährungsprobe in der Praxis bereits bestanden; manche benötigen viele Basisinformationen, um verwertbare Aussagen geben zu können, andere arbeiten auf sehr einfachem Informationsniveau und daher auch grobem Bewertungsraster.

10.2 Vorschläge zur Bewertung von Vogelbiotopen

»Indikatorarten« und Rasterkartierung. Die Methode ist zur vergleichenden Bewertung von Teilflächen (Landschaftsräumen) einer Landschaft gut geeignet, bei der Wahl von sehr feinen Rastern auch zur Bewertung einzelner Landschaftselemente oder Strukturkombinationen. Wie weit hier ins Detail gegangen werden kann, hängt nicht nur vom Rastergitter, sondern auch von der Struktur der Landschaft bzw. der Flächengröße und Verteilung einzelner Landschaftselemente ab. In der Regel lassen sich kleinflächige Landschaftsstrukturen mit dieser Methode nicht bewerten. Der Vorteil ist, daß relativ

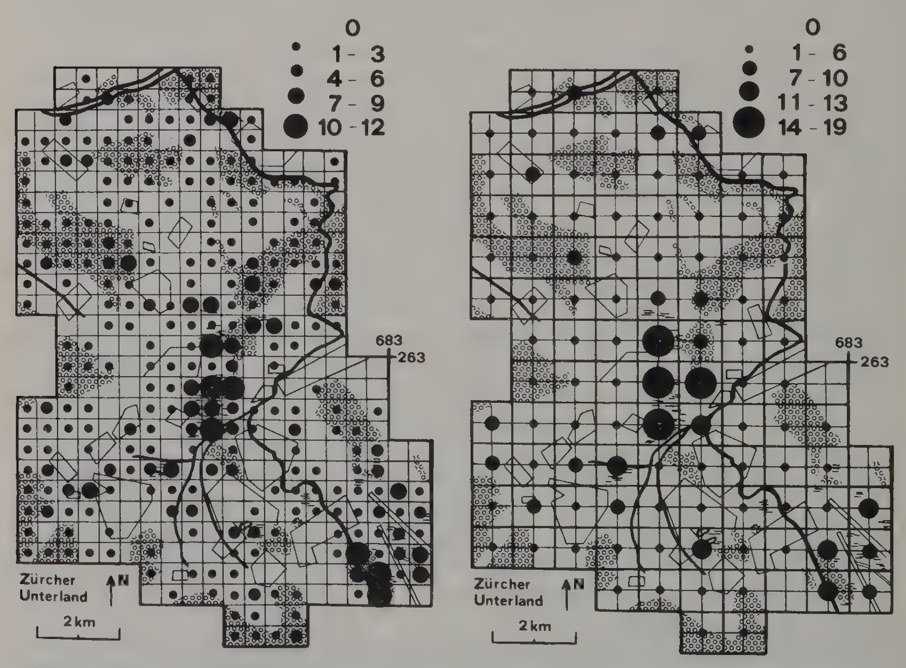


Abb. 116. »Biotopgütekarten« im Kanton Zürich: Anzahl von Indikatorarten im Raster 25 ha (links) bzw. 1 km² (rechts) (aus MÜLLER 1978).

wenig arbeitsaufwendig zumindest die Verbreitung der hier interessierenden Arten ermittelt werden kann (Abschnitte 7.3.1 und 8.2). Wichtige Bezugsgrößen sind Artenzahl pro Raster oder die Zahl einer Auswahl der seltenen, gefährdeten oder für bestimmte Biotope besonders charakteristischen Arten (»Indikatorarten«). Als Zusatzinformationen zur Rasterkartierung ist also die Rote Liste notwendig. Man kann auf sie verzichten, wenn man grundsätzlich für einen Landschaftsraum seltene Vogelarten bewertet (Beispiel s. Abb. 116). Literaturbeispiele: BEZZEL & RANFTL 1974, BEZZEL & LECHNER 1978, BLANA 1980, BANSE 1980, Orn. Arb. Gem. Ostbayern 1978, MÄRKI 1977, MÜLLER u.a. 1977 MÜLLER 1978).

Punktbewertung für Brutvogelbiotope. Eine Abwandlung der vorstehenden Methode schlagen BERNDT, HECKENROTH & WINKEL (1978) zur Bewertung von Vogelbrutgebieten vor. Die Autoren ziehen nur die Arten der Roten Liste heran. Darüber hinaus fordert ihr System, die Populationsgröße dieser Arten in den Größenklassen 1 bis 2, 3 bis 5 bzw. über 5 Paare zu ermittlen. Die hierzu leistende Feldarbeit ist also auch durchaus vertretbar. Außerdem können, was für die Praxis sehr wichtig sein kann, bei dieser Bewertung bereits vorliegende Berichte ausgewertet werden. Die Arten bzw. ihre Vorkommen erhalten Punkte wie folgt:

bei „vom Aussterben bedrohten" Arten	über 5 Paare	24 Punkte
	3 –5 Paare	16 Punkte
	1 – 2 Paare	10 Punkte
bei „stark gefährdeten" Arten	über 5 Paare	8 Punkte
	3 – 5 Paare	4 Punkte
	1 – 2 Paare	2 Punkte
bei „gefährdeten" Arten	über 5 Paare	4 Punkte
	3 – 5 Paare	2 Punkte
	1 – 2 Paare	1 Punkt

Die Gesamtpunktezahl für ein Gebiet wird als Summe gebildet. Diese Punktesumme kann bei sehr großen Flächen, die für Abgrenzungsvorschläge für Naturschutzzwercke oder auch andere Sicherungsmaßnahmen wohl kaum mehr in Frage kommen, natürlich hohe Werte erreichen, auch wenn diese Gebiete letztlich dann weniger bedeutend sind. Damit wird ein Flächenbezug notwendig. Die Autoren schlagen eine Skala von Teilern vor, die sich nach der Größe der Fläche richten, wie folgt:

Gebietsgröße	Gesamtpunktzahl wird dividiert durch
bis 1 km²	1
über 1 bis 3 km²	2
über 3 bis 10 km²	4
über 10 bis 30 km²	6
über 30 bis 100 km²	8
über 100 bis 500 km²	10
über 500 km²	12

Für die Bewertung sind aus praktischen Gründen noch weitere Zusätze und Vereinbarungen nötig, z.B. hinsichtlich sehr seltener Arten, die infolge ihres Territorialverhaltens kaum jemals mehr als in 1 oder 2 Paaren in einem Gebiet brüten. Hier wollen die Autoren bereits bei einem Brutpaar 24 Punkte geben (z.B. Schwarzstorch, Kranich, Seeadler, Steinadler, Wanderfalke). Nach der Punktevergabe erfolgt die Einstufung des Gebietes gemäß folgendem Vorschlag:

<table>
<tr><th>Wertungsebene</th><th>Einstufung als Vogelbrutgebiet</th><th>Mindest-punktzahl</th><th>Einstufung erfolgt . . .</th></tr>
<tr><td>global bzw. Kontinent</td><td>international bedeutend</td><td>24</td><td>nach der internationalen bzw. kontinentalen „Roten Liste"</td></tr>
<tr><td>Staat</td><td>national bedeutend</td><td>24</td><td>nach der nationalen „Roten Liste"</td></tr>
<tr><td>Bundesland, Provinz etc.</td><td>regional bedeutend</td><td>10</td><td rowspan="2">nach der regionalen „Roten Liste"</td></tr>
<tr><td>Land- bzw. Stadtkreis etc.</td><td>lokal bedeutend</td><td>2</td></tr>
</table>

Die Methode hat den Vorteil auch bei unvollkommener Information bereits eine quantitativ fein abgestufte Bewertung zu liefern. Vollständige Artenlisten von Brutgebieten brauchen nicht erhoben zu werden. Andererseits liegen der endgültigen Berechnung viele mehr oder minder willkürliche Entscheidungen und Gruppeneinteilungen zugrunde, die möglicherweise einer vielseitigen Anwendung dieses Systems in unterschiedlichen Landschaften im Wege stehen. Sehr wesentlich ist allerdings jedoch der Gedanke, Gebietsbewertung in verschiedener regionaler Abstufung vorzunehmen.

Seltenheitsgrad und Diversität. Weiterreichende Bewertungen lassen sich vornehmen, wenn quantitative Bestandsaufnahmen über alle Arten vorliegen. Solche sind vor allem bei großräumigen, übernationalen Bewertungen oder bei der Untersuchung großer Gebiete jedoch kaum in ausreichendem Umfang möglich, so daß solche Methoden wegen des enormen Arbeitsaufwandes in ihrem Rahmen begrenzt sind oder höchstens als Stichprobe eingesetzt werden können. Ein gewisser Ausweg läßt sich mit Hilfe relativer Bestandsaufnahmen (z.B. Linientaxierungen) beschreiten. Dann aber kann man nie sicher sein, das gesamte Artenspektrum der zu untersuchenden Landschaft wirklich erfaßt zu haben. Ein weiterer Nachteil dieser Methodik ist, daß nur für die Planung und nach bestimmter Methodik durchgeführte Bestandsaufnahmen verwertet werden können, kaum Literaturangaben oder nach anderer Methodik gesammelter Meldungen Dritter.

Die Bedeutung solcher sehr arbeitsaufwendiger Bewertungsmethoden, die außerdem noch umfangreiche Berechnungen anhand des erarbeiteten Materials erfordern, liegt nicht nur in einer möglicherweise sehr exakten Bewertung des Gebietes, sondern auch darin, daß einzelne Landschaftsstrukturen bewertet werden können (Blana 1978, 1980). Allerdings wird dabei häufig übersehen, daß angesichts der Abhängigkeit der Abundanz bzw. Diversität von der Flächengröße die Bewertung kleiner Flächenanteile (etwa unter 10 ha) kaum noch möglich ist, vor allem wenn die Größenordnung einzelner Singvogel-

reviere erreicht wird. Hier ist zu fragen, ob auf Kleinstflächen oder für Kleinstrukturen Abundanzermittlungen von Vogelbeständen überhaupt noch vertretbare Aussagen zulassen. Wahrscheinlich sind in diesem Fall relative Zählungen der Individuen, die eine bestimmte Struktur oder eine bestimmte Kleinfläche aufsuchen, und andere Schätz- oder Zählmethoden sinnvoller, die ebenfalls Diversitätsberechnungen zulassen (vgl. BEZZEL 1980).

BLANA (1980) schlägt trotz dieser Vorbehalte (seine mittlere Probeflächengröße beträgt nur 4,4 ha) ein ausgeklügeltes Bewertungssystem vor. Die Artendiversität wird nach dem Shannon-Index berechnet. Drei Erfassungs- und Auswertungsdaten fließen in die Berechnung der Singularität einer Brutvogelart ein:

a) Die relative Häufigkeit einer Vogelart wird auf Grund der Kontrollflächen (deren Verteilung in einem Rastergitter mehr oder minder nach Plan erfolgen soll) für die untersuchte Landschaft hochgerechnet. Daraus ergibt sich ein regionaler Seltenheitswert gemäß

$$s_i = \frac{1}{q_i \cdot 10^2} \qquad (q_i = \text{relative Häufigkeit})$$

b) Ein eventuell vorhandener überregionaler Seltenheitsfaktor wird Roten Listen entnommen, wobei je nach Gefährdungsgrad und Zugehörigkeit zur Roten Liste der Bundesrepublik bzw. des Landes Werte von 1 bis 3 eingesetzt werden. Das Produkt von regionalem und überregionalem Seltenheitswert ergibt den artspezifischen Seltenheitswert s_i der Vogelart im Untersuchungsgebiet (Beispiele s. Tab. 10.1).

Tab. 10.1. Artenspezifische Seltenheitswerte einiger Brutvögel des südlichen Bergischen Landes östlich von Köln nach einer Berechnung von BLANA (1978, 1980). Näheres s. Text.

Buchfink	0,1	Schwarzspecht	40,0
Kohlmeise	0,2	Heidelerche	89,0
Wintergoldhähnchen	0,5	Flußregenpfeifer	149,0
Kleiber	1,0	Habicht	358,0
Girlitz	2,2	Eisvogel	596,0
Dorngrasmücke	4,4	Hohltaube	1192,0
Gebirgsstelze	11,8	Brachpieper	1788,0

c) Ein lokaler Seltenheitswert entspricht der Dominanz der Vogelart im betreffenden Biotop.

Der »ornithologische Wert« eines Landschaftsraumes ist das Produkt aus Artendiversität und Singularitätswert. Die dadurch erhaltene Skala ergibt hohe Unterschiede für einzelne Landschaftsbestandteile. Die Werte lassen somit eindeutige Unterschiede erkennen, die durchaus mit jenen der an Hand von Artenzahlen oder Diversitäten sich abzeichnenden Wertungen übereinstimmen. Möglicherweise aber liefern Berechnungen wie jene von BLANA präzisere und feiner abgestufte Bewertungen.

MULSOW (1980) kritisiert an dieser Methode, daß sie nur für Brutvögel anwendbar sei. Sein Vorschlag übernimmt aber wesentliche Teile davon. Er ermittelt für eine Probefläche einen quantiativen Grundwert

$$a = e^{H'} \; (e = 2{,}71828, \; H' = \text{Artendiversität}).$$

Tab. 10.2. „Ornithologischer Wert" von Landschaftsräumen (Auswahl) des Untersuchungsgebietes von Tab. 10.2.

0,5	Ackerland der Niederterrasse	22,4	Ackerland mit Gebüschinseln
2,7	Ackerland im Bergland	27,4	Geschlossene Waldgebiete im Bergland
3,8	Wiesen und Weiden	105,2	Auwaldstreifen am Rhein
6,7	Wohnblockzone Köln	249,6	Bäche, Flüsse im Bergland
9,4	Kleinere Ortschaften im Bergland	272,3	Heideflächen
17,6	Hangwälder im Bergland	325,0	Kiesgruben

Ein qualitativer Grundwert F wird berechnet als Produkt der Summe der relativen Häufigkeit von Arten der Roten Liste und einem überregionalen Seltenheitsfaktor $\times 10^2$. Der Seltenheitsfaktor ist wiederum der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands entnommen und kann je nach Gefährdungsgrad Werte zwischen 1,5 und 3 annehmen. Als avifaunistischer Flächenwert ergibt sich dann $A = a \times F$. Dabei ist rundsätzlich gleichgültig, ob die Werte nach relativen oder absoluten Methoden ermittelt worden sind. Natürlich sind sie dann nur jeweils innerhalb einer Materialgruppe vergleichbar. Um den Einfluß der Flächengröße auszuschalten, kann man die Gesamtabundanz noch als Korrektur dazu nehmen, so daß letzten Endes ein Gebiet mit Hilfe des Abundanz/Diversität/Rote-Liste-Faktors bewertet wird (nach den jeweils ersten Buchstaben der drei Größen als Abdiro-Punkte vom Autor bezeichnet).

In seinem Untersuchungsgebiet in und um Hamburg erhielt Mulsow folgende Abstufung der Punktebewertung: Avifaunistisch sehr wertvoll mit 2000 bis 5000 Punkten und darüber: Wiesen und Weiden der Elbmarsch; als Kleinflächen Auwälder (Baum-Altholz); avifaunistisch ziemlich wertvoll, 1000 bis 1990 Punkte: Feldmark mit Knicks, Feldgehölze und Feuchtwiesen, als kleine Flächen Feuchtgebiete, Röhricht, insbesondere im Elbtal; avifaunistisch noch ziemlich wertvoll, 400 bis 999 Punkte: Moore, Wälder, wenig strukturreiche Feldmark; avifaunistisch wenig wertvoll, 200 bis 399 Punkte: Gartenstadtzone, Grünanlage, strukturarme Feldmark; avifaunistisch nicht wertvoll, 0 bis 199 Punkte: Wohnblockzone, City, Industrie, Ackerland.

Diese groben Abstufungen bringen gegenüber wesentlich gröberen Bewertungen auf geringerer Informationsbasis nicht viel Neues. Sie könnten aber ihren besonderen Wert in genauen Kartendarstellungen und Abstimmungen mit anderen Planungsgrößen erweisen, vor allem wenn es darum geht, für landschaftsverändernde Vorhaben der Wirtschaft Kompromißlösungen zu suchen.

Wenn umfangreiches quantitatives Material vorliegt, können diese recht komplizierten Berechnungsmethoden sicher eine gute Bewertung eines Landschaftsraumes ergeben, vor allem auch die Vorschläge Mulsows für die Eignung von Gebieten als Rastgebiete außerhalb der Brutzeit. Ein grundsätzlicher Mangel dieser Methode liegt aber darin, daß nach Vorliegen von Daten erst noch komplizierte Berechnungen angestellt werden müssen und so ein Außenstehender mit vorliegenden ornithologischen Basisdaten relativ wenig anfangen kann. Auch in der praktischen Auseinandersetzung wird die Begründung der Bewertung etwas undurchsichtig und hat daher möglicherweise geringe Schlagkraft. Als Beitrag einer sehr sorgfältig vorbereiteten Fachplanung kann dagegen eine derart ausgeklügelte Methodik durchaus sehr begrüßenswert sein. Vergessen werden darf aber dabei nicht, daß die ermittelten Werte auch einer hohen Dynamik unterliegen und umfangreiche Berechnungen nach dem Stile der Vorschläge von Blana oder Mulsow mehr-

jährige Bestandsaufnahmen (die von den Autoren auch durchgeführt worden sind) zur Voraussetzung haben. Für rasche und einmalige Bestandsaufnahmen sind solche Überlegungen kaum empfehlenswert.

Populationsgrößen als Kriterien. Die beiden vorstehenden synökologischen Ansätze stellen hohe Anforderungen an die Informationsgrundlage und erfordern relativ komplizierte Berechnungen. Demgegenüber sind die beiden ersten mehr autökologischen Ansätze wesentlich einfacher zu handhaben, wobei die Verringerung des Informationsgehaltes gegenüber den Berechnungen von BLANA und MULSOW erst zu prüfen ist. Ein dritter mehr »demökologischer« Ansatz stellt einen gewissen Kompromiß dar. Er erfordert zwar quantitative Bestandsaufnahmen, aber keine lückenlosen Zählungen aller Arten. Die Rast- oder Brutpopulation bestimmter Arten in einem Gebiet muß eine Mindestgröße im Vergleich zur Gesamtpopulation eines größeren Raumes erreichen. Derartige Bewertungen lassen sich natürlich nur bei Arten, die gebietsweise in größeren Konzentrationen auftreten, sinnvoll anwenden, also in erster Linie für Wasser- und Sumpfvögel, aber z.B. auch für Uferschwalbe, Saatkrähe usw. Ein weiterer Nachteil ist, daß Gebietsgrößen hier nicht berücksichtigt werden und große Gebiete in der Regel auch größere Konzentrationen aufweisen. Darunter befinden sich häufig Gebiete, die weit jenseits der Größe von potentiellen Schutzgebieten liegen, wie dies in internationalen Vorschlagslisten teilweise der Fall ist. In solchen Fällen läßt sich dann zunächst die Bedeutung einzelner Regionen herausstellen, in denen Kernzonen des Schutzes ermittelt werden müssen. Ein nicht zu übersehender Vorteil dieser Methode gegenüber den vorstehenden ist, daß die Bewertung in der Praxis leicht an einmal aufgestellten Tabellen vorgenommen werden kann und keine eigenen Berechnungen mehr nötig sind.

Als numerische Populationskriterien für Wasservogelgebiete internationaler Bedeutung wurden vorgeschlagen und angewendet (z.B. SCOTT 1980):

a) 1% (mind. 100 Individuen) der biogeographischen Population oder eines großen Zugraumes,

b) regelmäßig entweder 10000 Enten, Gänse oder Schwäne; oder 10000 Bläßhühner bzw. 20000 Limikolen als Rastpopulationen.

Die hierzu festgelegten Mindestkonzentrationen, nach denen derzeit in großen Teilen der westlichen Paläarktis international bedeutsame Wasservogelbrut- und Rastgebiete dokumentiert werden, bietet Anhang 8. Ausgehend von diesen Zahlen haben BERNDT, HECKENROTH & WINKEL (1979) eine Liste der für Wasser- und Watvogelgebiete nationaler Bedeutung in der Bundesrepublik zu fordernden Mindestzahlen an Individuen zusammengestellt (s. Anhang 8). Voraussetzung einer sinnvollen Anwendung derartiger Wertung ist natürlich, daß für solche Populationsgrößen eine gewisse Wahrscheinlichkeit besteht, daß es sich also nicht um einmalige Tagesmaxima handelt. Man setzt für gewöhnlich an, daß solchen Bewertungen Untersuchungen aus mindestens 5 Jahren zugrunde liegen sollen und überhinfliegende Vogelscharen nicht gewertet werden. Trotz allem bleibt natürlich eine gewisse Unsicherheit, zumal bei Rastvogelpopulationen die Dynamik oft noch viel größer ist als bei Brutvögeln. Wenn ein Gebiet nur mit einer Art in die Bewertung hineinkommt, kann bei Ausbleiben der Rastkonzentrationen die Bewertung wieder hinfällig werden. Es stellt sich aber in der Regel heraus, daß wertvolle Wasservogelrastgebiete meist nicht nur für eine Art Bedeutung haben, so daß die Bewertungsskala etwas stabiler wird.

Kombinierte Gebietsbewertung nach Merkmalen der Population und des Artenreichtums. Im Zusammenhang mit verschiedenen überregionalen und regionalen Bewertungs-

problemen wurde eine kombinierte Bewertungsskala ausgearbeitet, die sowohl Populationsmerkmale als auch Artenreichtum berücksichtigt (BEZZEL 1980).

Für die Beschreibung des Zustandes von Population kommen für Bewertungen aus praktischen Gründen nur Abundanz- und Dispersion in Betracht. Beide Größen sind aber auch in ihrer Dynamik zu sehen. Folgende Parameter werden zur Beurteilung ausgewählt:

a) Abschätzung der Größe der von einer Art besiedelten Fläche innerhalb des untersuchten Gebietes (z.B. Europa, Bundesrepublik, Bundesland): Die Größe der von einer Art mehr oder minder dicht bzw. zusammenhängend besiedelten Fläche gibt einen wichtigen Hinweis auf die potentielle Gefährdung. Kleines Areal bedeutet grundsätzlich höhere Gefährdung als größeres Areal. Voraussetzung für die Ermittlung dieser Kenngröße A ist eine Brutvogelkartierung; andernfalls muß man den von einer Art besiedelten Raum etwa abschätzen. Liegen Rasteratlanten vor, kann einfach die Rasterfrequenz für die Ermittlung des A-Wertes verwendet werden. Zweckmäßigerweise bildet man verschiedene Größenklassen von 0 bis 9, so daß der A-Wert einstellig bleibt. Beispiel: Rasterfrequenz bis 0,1 = 9, bis 1,0 = 8, bis 5,0 = 7... bis 75,0 = 1, bis 100 = 0.

b) Gleichmäßige oder ungleichmäßige Verteilung einer Art spielt ebenfalls eine wichtige Rolle bei der Beurteilung der potentiellen oder aktuellen Gefährdung. Je ungleichmäßiger/gleichmäßiger eine Art in einem Gebiet verteilt ist, desto größer/kleiner ist ihre potentielle Gefährdung. Die Verteilung kann entweder in einem groben Raster als Stetigkeit oder auch in einer Serie von Teilflächen ermittelt werden. Aus praktischen Gründen ist es wichtig, hier auch politische Zuständigkeitsbereiche in Betracht zu ziehen. Die Naturschutzgesetze sind ja grundsätzlich Angelegenheit der Länder bzw. der Staaten. Allerdings sollten die unterschiedlichen Teilflächen, mit deren Hilfe die Verteilung einer Art gemessen wird, nicht allzu unterschiedliche Größe aufweisen.

Für das Bundesland Bayern wurden z.B. die 18 amtlichen Planungsregionen verwendet, die das Land in vergleichbare Naturräume aufteilen. Man kann auch Kreisgebiete oder andere Einheiten verwenden. Die Bemessung der Verteilung erfolgt durch den B-Wert, der auch in Größenklassen von 0 bis 9 eingeteilt wird. Für Bayern wurde folgende Bewertungvorgeschlagen: Eine Planungsregion positiv = 9, 2 Planungsregionen positiv = 8..., 16 Planungsregionen positiv = 1, 18 Planungsregionen positiv = 0.

c) Die Bestandgröße einer Art im Untersuchungsgebiet wird durch den C-Wert gekennzeichnet. Für die Populationsgröße empfiehlt sich ein logarithmischer Maßstab, gegebenenfalls mit Unterteilung, z.B.: bis 10 Paare = 9, bis 50 Paare = 8, bis 100 Paare = 7..., bis 100000 Paare = 1, über 100000 Paare = 0.

d) Ein vierter Wert (D-Wert) schätzt die Bestandsdynamik, z.B. ausgesotrben = 9, anhaltender Rückgang = 8, teilweiser Rückgang = 7, Trend ± ausgeglichen = 6, teilweise Zunahme = 5, anhaltende Zunahme = 4, Neueinwanderer = 3. Dieser Wert erreicht als einziger nicht den Wert 0. Das ist durchaus sinnvoll, denn somit erhalten auch sehr häufige überall verbreitete Arten noch einen positiven Wert.

Für jede Art kann also aus 4 Werten ein Tabellenwert errechnet werden.

Konkretes Beispiel: Für Bayern erhält der Zwergtaucher A = 1, B = 0, C = 4, D = 6. Tabellenwert 1046, Quersumme = 11. Dies bedeutet: Die Rasterfrequenz im 10 × 10 Rastergitter des Arbeitsatlasses der Brutvögel Bayerns für den Zwergtaucher beträgt höchstens 75; er ist in allen Planungsregionen als Brutvogel vertreten; die Zahl der geschätzten Brutpaare überschreitet 5000 nicht; der Bestand zeigt langfristig weder Ab- noch Zunahme.

In der selben Skala ist der Gänsesäger mit 7678 = 28 vertreten. Dies bedeutet: Rasterfrequenz höchstens 5, nur in 6 Planungsregionen Brutvogel, Bestand bis maximal

100 Brutpaare, anhaltender Rückgang. Der maximale Wert, den eine Art in dieser Liste erreichen kann, ist $4 \times 9 = 36$. Die höchsten Werte noch brütender Arten liegen über 30 (für Bayern z.B. Rohrdommel = 32, Schwarzstorch = 32, Wanderfalke = 30, Rotschenkel = 32, Schwarzstirnwürger = 35, Rotkopfwürger = 30 usw.). Die niedrigsten Bewertungen haben Star = 5, Haussperling = 6, Feldsperling = 6, Gimpel = 5, Amsel = 5, Wacholderdrossel = 4 usw. Die Bewertungen sämtlicher Brutvogelarten werden in einer Liste aufgeführt. Das Beispiel Bayern stellt einen regionalen Bewertungsversuch dar. Nach gleichem Schema kann man auch auf nationaler oder übernationaler Ebene Bewertungen durchführen, wie dies der EG-Kommission in Brüssel vorgeschlagen wurde (s. Tab. 10.3). Die entsprechenden Größenklassen für die A-, B-, C- und D-Werte müssen natürlich dem jeweiligen Bewertungsraum angepaßt werden. Wichtig ist, daß sie einmal verbindlich festgelegt werden.

Die einzelnen Vogelarten erhalten also entsprechend der Situation ihrer Populationen unterschiedliche Bewertungen. Die Größenklassen der einzelnen Bewertungsschritte sind vor allem nach oben hin sehr weit. Dies hat den Vorteil, daß sie grundsätzlich auch bei geringem Informationsstand mit nicht allzu großen Fehlern verwendet werden können.

Die Vorteile für die Praxis sind kurz folgendermaßen zusammenzufassen: Die erarbeitete Liste ermöglicht es rasch, die Bewertung der einzelnen Brutvogelarten durchzuführen. Auch für Gastvögel könnte man unter ähnlichen Gesichtspunkten eine Liste

Tab. 10.3. Bewertungen einiger Brutvögel nach Populationskriterien (vgl. Text) auf regionaler (Grundlage Bundesland Bayern) und internationaler (EG-Länder, Stand 1.1.1981) Sicht (nach BEZZEL 1980f und unpubl.).

a) aus regionaler und internationaler Sicht gleicher Bewertung

	EG	Bayern		EG	Bayern
Zwergtaucher	11	11	Gebirgsstelze	9	8
Weißstorch	22	23	Schafstelze	8	9
Höckerschwan	11	12	Wasseramsel	12	12
Stockente	7	7	Sperber	11	11
Reiherente	13	13	Mäusebussard	8	9

b) aus internationaler Sicht höher bewertet, da regional und häufig

	EG	Bayern		EG	Bayern
Sperlingskauz	25	21	Braunkehlchen	22	19
Waldohreule	11	9	Wacholderdrossel	11	4
Grauspecht	18	9	Sumpfrohrsänger	12	5
Schwarzspecht	16	8	Gelbspötter	18	7
Dreizehenspecht	27	24	Zwergschnäpper	28	22

c) aus regionaler Sicht höher bewertet

	EG	Bayern		EG	Bayern
Steinkauz	9	21	Schwarzkehlchen	8	21
Ziegenmelker	15	20	Steinschmätzer	10	21
Wiedehopf	11	26	Ortolan	18	26
Felsenschwalbe	16	33	Zippammer	19	30
Hohltaube	8	14			

zusammenstellen. Die Verwendung der Liste erlaubt es auch dem Nichtfachmann, eine Wertung vorzunehmen. Die Bewertung besteht nicht nur aus einer Punktezahl, sondern die 4 Teilwerte zeigen auch, wie die Gesamtbewertung zustandekommt. Man kann also aus der Tabelle ablesen, ob eine Vogelart eine geringe Population hat und/oder stark abnimmt und/oder ein kleines Gebiet besiedelt usw. Die Liste stützt sich nicht auf die Rote Liste, also Ermessungsentscheidung von Fachleuten; sie kann umgekehrt der Anlaß sein, bestehende Rote Listen neu zu überprüfen. Die Bewertungsliste kann auf Grund ihrer Definition jederzeit dem neuen Kenntnisstand angepaßt werden. Für die Praxis empfiehlt sich, eine derartige Liste durch eine Expertenkommission von Zeit zu Zeit (etwa 5 JahreÊ überprüfen zu lassen. Damit würde sie dann nicht nur eine Fortschreibung zwischenzeitlich eingetretener Veränderungen oder eine Verbesserung auf Grund neuerer Erkenntnisse bedeuten, sondern auch eine Kontrolle für die Entwicklung der Vogelbestände im groben Rahmen.

Die Bewertung der einzelnen Vogelarten kann selbstverständlich als Summe ohne weiteres dazu benützt werden, Brutgebiete zu bewerten. Die Summe der Einzelwerte der in einem Gebiet brütenden Vogelarten ergibt den Gebietswert. Hier ist aber die Flächengröße nicht berücksichtigt. Eine Berücksichtigung der Flächengrößen kann mit Hilfe zweier Werte sehr leicht erfolgen. An Hand der Artenarealkurve kann man die zu erwartende Artenzahl der jeweiligen Flächengröße errechnen. Dieser Normwert der Artenzahl wird mit dem Mittelwert aller Einzelbewertungen der Arten multipliziert. Er ist nach der publizierten Liste für Bayern = 15 (in einer vorläufigen Liste der EG-Länder = 18). Das Produkt des Erwartungswertes der Arten mit dem Mittelwert der Bewertungen ergibt einen Richtwert. Die Summe der Bewertungen für die einzelnen Brutvogelarten werden addiert und in einem Quotienten mit dem Erwartungswert verglichen. Dadurch kann ohne weiteres festgestellt werden, ob ein Gebiet nicht nur artenreich, sondern auch überdurchschnittlich viele hoch zu bewertende Arten enthält.

Schema der Arbeitsgänge für die Bewertung einer Fläche als Vogelbrutgebiet nach Bezzel (1980f):

1. Informationen: Liste der Brutvogelarten eines Gebietes + Gebietsgröße.
2. Summe der Tabellenwerte dieser Brutvögel (Quersumme A + B + C + D)
3. Berechnung des Erwartungswertes der Artenzahl für die Gebietsgröße mit Hilfe der Artenarealkurve (s. Abschnitt 7.2).
4. Multiplikation des Erwartungswertes der Artenzahl mit dem Tabellenmittelwert aller Bewertungen der Brutvogelfauna eines Gebietes (z.B. Bayern 181 Arten, Mittelwert 15; Länder der Europäischen Gemeinschaft 331 Arten, Mittelwert 18).
5. Die nach 2 errechnete Bewertungssumme wird durch den nach 4 errechneten Wert geteilt. Der Quotient ist als Gebietsbewertung in die Planung einzubringen.

Beispiele: Im Murnauer Moos/Oberbayern brüten auf 41,12 km² 102 Vogelarten. Der Index für den Artenreichtum (Erwartungswert = 71.6) ist 1,42 gemessen an der Artenarealkurve. Es handelt sich also um ein sehr artenreiches Gebiet. Nach der Punktezahl für die Liste der Brutvögel Bayerns (s. Bezzel 1980f) ergeben sich insgesamt 985 Punkte. Der Gebietswert errechnet sich gemäß 985 : 71,6 × 15 (= Durchschnittswert der bayerischen Liste) = 0,92. Auf Grund einer vorgeschlagenen Liste für die Brutvögel der EG-Länder (Bezzel unpubl.) ergeben sich als Summe 999 Punkte und ein Gebietsindex von 0,78. Artenärmer ist die Brutvogelfauna des Nationalparks Bayerischer Wald mit 84 Brutvogelarten, was einem Index des Artenreichtums von rund 0,99 entspricht. Der nach der Punktezahl für Bayern errechnete Gebietswert beträgt 0,66, für das Gebiet der EG 0,65.

Man kann das Verfahren auch vereinfachen, indem man bestimmte Gruppen auswählt,

z.B. brütende Wasservögel für die Bewertung von Wasservogelbrutgebieten. Beispiel: Im Ismaninger Teichgebiet brüten 20 Wasservogelarten. Die Summe der Indexwerte ist 352 (gemessen an der bayerischen Werteskala) bzw. 266 (gemessen an der Skala für die EG-Länder). Wenn man noch den Mittelwert der entsprechenden Artengruppe aus der Gesamtliste der Brutvögel zum Vergleich heranzieht, hätte das Ismaninger Teichgebiet im bayerischen Vergleich einen Indexwert für Wasservögel von 0,63, im Vergleich zu den EG-Ländern von 0,24. Für das ebenfalls international bedeutsame Wasservogelgebiet Unterer Inn würden sich 0,64 bzw. 0,25 als Indexwerte ergeben. Drei kleinere Weihergebiete mit je 6 bzw. 7 brütenden Wasservogelarten haben die entsprechenden Indexwerte 0,12 bis 0,15 (Bayern) bzw. 0,04 bis 0,06 (EG-Gebiet). Damit sind also bei bereits sehr begrenzten Artenlisten schon Wertungen möglich.

Welche Gebiete nun letztlich als regional, national oder international wertvoll eingestuft werden, hängt von Vereinbarungen ab, die als nächster Schritt zu treffen sind. Man könnte z.B. alle Gebiete mit einem Indexwert von über 0,5 als wertvoll, solche über 0,8 als sehr wertvoll einstufen. Damit wäre in unseren beiden Beispielen das Murnauer Moos international (gemessen an EG-Kriterien) als wertvoll, regional (gemessen an Kriterien für Bayern) als sehr wertvoll einzustufen, der Bayerische Wald trotz seines nicht außergewöhnlichen Artenreichtums als wertvoll. Doch werden sich Bewertungskategorien erst dann herauskristalisieren, wenn eine größere Zahl von Gebieten vergleichend bewertet wurde und sich Prioritäten abzeichnen. Wie einmalig oder herausragend die Artenkombination eines Gebietes ist, zeigt erst der unmittelbare Vergleich mit anderen. Erst durch solche überregionale Vergleiche werden die Begriffe international, national oder regional wertvoll ihren Sinn erhalten.

Zusammenfassung

Die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Vogelwelt kann für die Bewertung einer Landschaft oder eines Landschaftsbestandteils im Rahmen von Planungen wichtige Informationen liefern. Bewertungskriterien sollten die für die Kennzeichnung einer Avizönose wichtigen Qualitäten und Quantitäten möglichst ohne Verfälschung wiedergeben, müssen sich aber andererseits praktischen Forderungen anpassen. Verschiedene Vorschläge, einfache und komplizierte, wurden in der letzten Zeit erarbeitet; noch nicht alle aber haben sich in der Praxis bewährt. Grundsätzlich aber bleiben Planungsbeiträge eine wichtige Aufgabe der Freilandornithologie.

Anhang

Anhang 1. Systematische Übersicht der regelmäßig vorkommenden Vogelarten im Kartenausschnitt von 1,44 Mill. km² (s. Abb. 2). Familien Procellariidae, Hydrobatidae, Sulidae, Stercorariidae und Alcidae nicht berücksichtigt. In ( ) nur im Küstenbereich regelmäßig. (Familien nach VOOUS 1973, 1977)

Familie	Artenzahl	Brutvögel	Sommergäste	Winter
Gaviidae	3			3
Podicipedidae	5	4		5
Phalacrocoracidae	2	2 (1)		1
Ardeidae	9	8	1	1
Ciconiidae	2	2		
Threskiornithidae	2	2		
Anatidae	31	18 (1)		27
Accipitridae	20	17	2	8
Pandionidae	1	1		
Falconidae	7	6		1
Tetraonidae	4	4		4
Phasianidae	5	5		4
Rallidae	7	7		3
Gruidae	1	1		
Otididae	2	2		2
Haematopodidae	1	1		(1)
Recurvirostridae	2	2		
Burhinidae	1	1		
Glariolidae	1	1		
Charadriidae	7	6	1	2
Scolopacidae	28	10	17	7 (2)
Laridae	8	8 (2)		6 (2)
Sternidae	10	9 (2)	1	
Columbidae	5	5		3
Cuculidae	1	1		
Tytonidae	1	1		1
Strigidae	9	9		8
Caprimulgidae	1	1		
Apodidae	3	3		
Alcedinidae	1	1		1
Meropidae	1	1		
Coraciidae	1	1		
Upupidae	1	1		
Picidae	10	10		9
Alaudidae	6	5		3
Hirundinidae	5	5		
Motacillidae	9	7	2	4
Bombycillidae	1			1
Cinclidae	1	1		1
Troglodytidae	1	1		1
Prunellidae	2	2		2
Turdidae	18	17		6
Sylviidae	29	29		1
Muscicapidae	4	4		
Timaliidae	1	1		1
Aegithalidae	1	1		1

Anhang 1. Systematische Übersicht der regelmäßig vorkommenden Vogelarten im Kartenausschnitt von 1,44 Mill. km^2 (s. Abb. 2). Familien Procellariidae, Hydrobatidae, Sulidae, Sterocorariidae und Alcidae nicht berücksichtigt. In ( ) nur im Küstenbereich regelmäßig. (Familien nach VOOUS 1973, 1977) (Fortsetzung)

	Artenzahl	Brutvögel	Sommergäste	Winter
Paridae	7	7		7
Sittidae	2	2		2
Tichodromadidae	1	1		1
Certhiidae	2	2		2
Remizidae	1	1		1
Oriiolidae	1	1		
Laniidae	4	4		1
Corvidae	9	9		9
Sturnidae	1	1		1
Passeridae	4	4		3
Fringillidae	15	13		13
Emberizidae	9	7		6
Total	327	276	24	164

Anhang 2. Übersicht der Brutvögel im Kartenausschnitt Abb. 2 nach Ort der Nahrungssuche und Art des Nahrungserwerbs (einige seltene Arten weggelassen). Grobe Einteilung, die Details nicht berücksichtigt. 3 = so gut wie ausschließlich; 2 = regelmäßig und überwiegend; 1 = regelmäßig, doch nur vorübergehend von Bedeutung unter bestimmten ökologischen Bedingungen bzw. zu bestimmten Jahreszeiten oder regelmäßig, aber nicht sehr häufig. Jede Art nur einmal aufgeführt. Nahrungsorte bzw. -erwerb außerhalb des Gebietes nicht berücksichtigt.

Wasser (auch Boden)	Boden	Höhere Vegetation	Luft	Tauchen	Schwimmen	Gründeln	Fliegen	Gehen, Klettern usw.	Warte, Ansitz	Sondieren, Stochern, Scharren, Hacken	Artenzahl
3				3							11
3				3			3				4*
3				3			1		2		1
3				2	2						2
3					2	2		1			1
3					2	1		2			2
3						2		2			1
3									3		2
3								2	2		2
3									3		2
3								3			8
2	2				2			2			2
2	2						2		1		1
2	2					1		2			1
2	2							3			4
2	1			2	2			1			1
2	1				2		2	1			1
2	1				2	2		1			2
2	1				2	1		1			1
2	1				2			2			1
2	1				1		2	1			1
2	1						3				1
2	1					2		1			1
2	1							2		2	3
1	2				1			2			3
1	2						3				2
1	2							3			4
1	2							3		3	2
1	2							3		1	1
	3						3				11
	3						2		2		8
	3								3		5
	3							2	1		2
	3							3			44
	3							3		3	4
	3							3		2	6
	3							3		1	1
	2	2						3			1
	2	1					2		2		4
	2	1					2		1		2

Anhang 2. Übersicht der Brutvögel im Kartenausschnitt Abb. 2 nach Ort der Nahrungssuche und Art des Nahrungserwerbs (einige seltene Arten weggelassen). Grobe Einteilung, die Details nicht berücksichtigt. 3 = so gut wie ausschließlich; 2 = regelmäßig und überwiegend; 1 = regelmäßig, doch nur vorübergehend von Bedeutung unter bestimmten ökologischen Bedingungen bzw. zu bestimmten Jahreszeiten oder regelmäßig, aber nicht sehr häufig. Jede Art nur einmal aufgeführt. Nahrungsorte bzw. -erwerb außerhalb des Gebietes nicht berücksichtigt. (Fortsetzung)

Wasser (auch Boden)	Boden	Höhere Vegetation	Luft	Tauchen	Schwimmen	Gründeln	Fliegen	Gehen, Klettern usw.	Warte, Ansitz	Sondieren, Stochern, Scharren, Hacken	Artenzahl
	2	1						3			5
	2	1						3		2	4
	2		1						3		1
	2		1					2	1		2
	1	2						3			12
	2		2					2	1		1
	1	1	1				3				1
	1		2				2	1			1
		3						3			53
		3						2	1		4
			3				3				11
									3		5

* Stoßtaucher

Anhang 3. Nahrungszusammensetzung (nach Biomasse) der Brutvögel des Kartenausschnittes Abb. 2 in der Zeit ihrer Anwesenheit (Nahrungsbestandteile in Gebieten außerhalb des Gebiets sowie einige seltene Arten nicht berücksichtigt). 4 = so gut wie ausschließlich; 3 = überwiegend; 2 = ansehnliche Teile; 1 = nur zu bestimmten Zeiten oder in geringen Anteilen regelmäßig. Jede Art nur einmal berücksichtigt.

Fische	Reptilien, Amphibien	Vögel	Säugetiere	Arthropoden	Mollusken	Würmer (Anneliden)	Vegetabilien	Aas, Abfälle	Artenzahl
4									3
3	2		2		1	1			1
3	2			1					1
3	1		1		1				1
3	1			1					3
3	1			1	1				1
3				1					1
3				1		1			2
3				1	1	1			1
3					1	1			1
2	2			1					1
2	2			1	1				1
2	2			2					1
2		2	1						1
2				2					1
1	2			3					1
1	1			3					1
1		1	1					3	2
1		1		2	2			1	3
1				3		1			1
1				2		2	1	1	1
1				2	2		2	1	1
1			1	3					1
1				2	2				1
1				3					2
	4								1
	2		2	2		1			1
	2	2	2						1
	1	1	3						4
	1		1		1		1		1
	1			3			1		1
	1			3	2	1			1
	1			2	1		1		1
	1			1	1	1	1		1
		4							1
		3		1					1
		2	3						3
		2	2						5
		2	2	1					1
		1	3						1
		1	1	2					3
		1		1			3		1

Anhang 3. Nahrungszusammensetzung (nach Biomasse) der Brutvögel des Kartenausschnittes Abb. 2 in der Zeit ihrer Anwesenheit (Nahrungsbestandteile in Gebieten außerhalb des Gebiets sowie einige seltene Arten nicht berücksichtigt). 4 = so gut wie ausschließlich; 3 = überwiegend; 2 = ansehnliche Teile; 1 = nur zu bestimmten Zeiten oder in geringen Anteilen regelmäßig. Jede Art nur einmal berücksichtigt. (Fortsetzung)

Fische	Reptilien, Amphibien	Vögel	Säugetiere	Arthropoden	Mollusken	Würmer (Anneliden)	Vegetabilien	Aas, Abfälle	Artenzahl
		1		3					1
		1	1	3			1		1
			4						1
			1	3					1
			1	1			1	2	1
				4					58
				3	1				3
				3		1			5
				3			2		4
				3	1		1		1
				3	1	1			11
				3	1	1	2		1
				3	1	1	1		4
				3		1	1		4
				3			1		13
				3		2	1		1
				3		2		1	1
				3		2	2		1
				2			2		15
				2			3		9
				2	1		2		2
				2	1	1	1		3
				2		2	2		4
				2		2	1		1
				2	2	2			3
				1	1	1	1	1	3
				1			3		19
				1				3	1
				1		1	3		1
				1	2		1		1
				1	1		3		3
				1	2	1			1
				1	1	1	2		1
							4		8
					2		3		1

Anhang 4. Bilanzwerte der Brutvögel seit 1850 aus Gesamtbearbeitungen der Avifauna einzelner Gebiete. Die Skala +3 bis –3 bewertet Neuansiedlung, Zunahme, Abnahme bzw. Aussterben. Die erhaltenen Werte wurden durch die Zahl der Quadranten des heutigen Vorkommens der jeweiligen Art (s. Abb. 2) dividiert, um für häufige bzw. seltene Arten vergleichbare Werte zu erhalten (Näheres s. Text Seite 54 und Abb. 17).

Zwergtaucher	– 1,56	Rötelfalke	– 4,00
Haubentaucher	– 0,63	Turmfalke	– 1,19
Rothalstaucher	– 1,57	Rotfußfalke	– 2,00
Schwarzhalstaucher	+ 0,88	Baumfalke	– 2,69
Kormoran	– 1,14	Wanderfalke	– 7,83
Rohrdommel	– 4,94	Haselhuhn	– 5,25
Zwergdommel	– 4,80	Birkhuhn	– 9,38
Nachtreiher	– 0,63	Auerhuhn	– 7,00
Seidenreiher	± 0,00	Steinhuhn	– 0,67
Silberreiher	– 2,00	Rothuhn	– 0,40
Graureiher	– 4,19	Rebhuhn	– 4,25
Purpurreiher	+ 0,91	Wachtel	– 4,31
Weißstorch	– 13,00	Fasan	+ 2,75[+]
Schwarzstorch	– 2,44	Wasserralle	– 1,06
Löffler	+ 0,60	Tüpfelsumpfhuhn	– 1,81
Sichler	– 3,00	Kleines Sumpfhuhn	– 0,25
Höckerschwan	+ 9,93[+]	Zwergsumpfhuhn	– 4,50
Graugans	+ 0,40[+]	Wachtelkönig	– 4,63
Kanadagans	+ 3,00[+]	Teichhuhn	+ 0,88
Brandgans	+ 0,63	Bläßhuhn	+ 1,88
Pfeifente	– 0,75	Kranich	– 4,50
Schnatterente	+ 2,60	Zwergtrappe	– 2,67
Krickente	– 2,13	Großtrappe	– 7,40
Stockente	± 0,00	Austernfischer	+ 3,14
Spießente	+ 0,50	Säbelschnäbler	– 0,13
Knäkente	– 0,94	Triel	– 3,08
Löffelente	– 0,20	Flußregenpfeifer	+ 0,31
Kolbenente	+ 1,00	Sandregenpfeifer	– 1,00
Moorente	– 5,43	Seeregenpfeifer	– 0,33
Tafelente	+ 4,70	Goldregenpfeifer	– 10,00
Reiherente	+ 6,73	Kiebitz	– 0,38
Schellente	+ 0,33	Alpenstrandläufer	– 6,50
Gänsesäger	– 2,14	Kampfläufer	– 3,56
Wespenbussard	– 0,63	Bekassine	– 5,47
Schwarzmilan	+ 0,28	Waldschnepfe	– 0,88
Rotmilan	– 1,13	Uferschnepfe	+ 0,71
Seeadler	– 1,20	Brachvogel	– 4,67
Schlangenadler	– 2,00	Rotschenkel	– 5,50
Rohrweihe	– 0,50	Waldwasserläufer	– 1,00
Kornweihe	– 3,27	Bruchwasserläufer	– 5,33
Wiesenweihe	– 1,75	Flußuferläufer	– 1,56
Habicht	– 3,33	Zwergmöwe	+ 1,50
Sperber	– 4,38	Lachmöwe	+ 1,50
Mäusebussard	– 0,07	Sturmmöwe	+ 2,67
Schreiadler	– 5,40	Silbermöwe	+ 0,40
Steinadler	– 3,00	Lachseeschwalbe	– 3,00
Fischadler	– 16,60	Flußseeschwalbe	– 3,94

Anhang 4. Bilanzwerte der Brutvögel seit 1850 aus Gesamtbearbeitungen der Avifauna einzelner Gebiete. Die Skala +3 bis −3 bewertet Neuansiedlung, Zunahme, Abnahme bzw. Aussterben. Die erhaltenen Werte wurden durch die Zahl der Quadranten des heutigen Vorkommens der jeweiligen Art (s. Abb. 2) dividiert, um für häufige bzw. seltene Arten vergleichbare Werte zu erhalten (Näheres s. Text Seite 54 und Abb. 17). (Fortsetzung)

Zwergseeschwalbe	− 0,91	Heckenbraunelle	+ 1,06
Weißbartseeschwalbe	− 1,33	Rotkehlchen	+ 0,50
Weißflügelseeschwalbe	− 2,00	Sprosser	+ 1,00
Trauerseeschwalbe	− 2,77	Nachtigall	− 1,13
Hohltaube	− 4,88	Blaukehlchen	− 3,79
Ringeltaube	+ 1,50	Hausrotschwanz	+ 0,63
Türkentaube	+ 14,50	Gartenrotschwanz	− 1,06
Turteltaube	± 0,00	Braunkehlchen	− 3,75
Kuckuck	± 0,00	Schwarzkehlchen	− 1,19
Schleiereule	− 4,00	Steinschmätzer	− 2,50
Zwergohreule	− 1,17	Steinrötel	− 2,50
Uhu	− 2,90	Amsel	+ 2,63
Steinkauz	− 4,06	Wacholderdrossel	+ 10,57
Waldkauz	− 0,19	Singdrossel	+ 0,88
Waldohreule	− 0,25	Misteldrossel	+ 1,31
Sumpfohreule	− 3,42	Cistensänger	+ 0,20
Rauhfußkauz	− 0,08	Feldschwirl	+ 1,80
Ziegenmelker	− 3,69	Schlagschwirl	+ 3,14
Mauersegler	− 0,25	Rohrschwirl	+ 4,38
Eisvogel	− 5,63	Seggenrohrsänger	− 4,00
Bienenfresser	− 0,80	Schilfrohrsänger	− 0,50
Blauracke	− 5,60	Sumpfrohrsänger	+ 0,44
Wiedehopf	− 8,00	Teichrohrsänger	− 0,79
Wendehals	− 3,06	Drosselrohrsänger	− 2,75
Grauspecht	+ 0,27	Gelbspötter	− 0,38
Grünspecht	− 1,19	Sperbergrasmücke	− 3,20
Schwarzspecht	+ 2,07	Klappergrasmücke	− 0,38
Blutspecht	+ 2,66	Dorngrasmücke	− 2,25
Buntspecht	+ 0,32	Gartengrasmücke	− 0,31
Mittelspecht	− 1,21	Mönchsgrasmücke	+ 0,63
Kleinspecht	− 0,13	Waldlaubsänger	− 0,13
Haubenlerche	− 2,63	Zilpzalp	+ 0,63
Heidelerche	− 2,44	Fitis	− 0,14
Feldlerche	− 0,50	Wintergoldhähnchen	− 0,06
Uferschwalbe	− 4,00	Sommergoldhähnchen	− 0,56
Felsenschwalbe	± 0,00	Grauschnäpper	+ 0,38
Rauchschwalbe	− 2,50	Zwergschnäpper	+ 0,55
Mehlschwalbe	− 1,44	Halsbandschnäpper	− 1,00
Brachpieper	− 1,00	Trauerschnäpper	+ 4,00
Baumpieper	+ 0,19	Bartmeise	+ 2,33
Wiesenpieper	− 2,73	Schwanzmeise	− 0,06
Schafstelze	+ 0,44	Sumpfmeise	− 0,06
Gebirgsstelze	− 0,44	Weidenmeise	+ 0,94
Bachstelze	− 0,13	Haubenmeise	− 0,13
Wasseramsel	− 1,46	Tannenmeise	+ 0,50
Zaunkönig	+ 0,32	Blaumeise	+ 0,31

Anhang 4. Bilanzwerte der Brutvögel seit 1850 aus Gesamtbearbeitungen der Avifauna einzelner Gebiete. Die Skala +3 bis −3 bewertet Neuansiedlung, Zunahme, Abnahme bzw. Aussterben. Die erhaltenen Werte wurden durch die Zahl der Quadranten des heutigen Vorkommens der jeweiligen Art (s. Abb. 2) dividiert, um für häufige bzw. seltene Arten vergleichbare Werte zu erhalten (Näheres s. Text Seite 54 und Abb. 17). (Fortsetzung)

Kohlmeise	+ 0,50	Star	+ 3,13
Kleiber	− 0,50	Haussperling	+ 1,19
Waldbaumläufer	− 0,31	Feldsperling	+ 0,31
Gartenbaumläufer	± 0,00	Steinsperling	− 5,50
Beutelmeise	+ 3,00	Buchfink	+ 0,06
Pirol	− 0,38	Girlitz	+ 7,25
Neuntöter	− 5,31	Zitronenzeisig	+ 1,16
Schwarzstirnwürger	− 10,50	Grünling	+ 0,63
Raubwürger	− 4,38	Stieglitz	+ 0,75
Rotkopfwürger	− 8,60	Hänfling	+ 0,19
Eichelhäher	+ 0,63	Birkenzeisig	+ 1,23
Elster	+ 0,56	Karmingimpel	+ 0,83
Tannenhäher	+ 0,90	Gimpel	+ 0,50
Alpenkrähe	− 1,00	Kernbeißer	− 0,19
Dohle	− 1,81	Goldammer	− 2,06
Saatkrähe	− 4,86	Ortolan	− 0,47
Rabenkrähe	± 0,00	Rohrammer	+ 0,06
Kolkrabe	− 3,50	Grauammer	+ 0,56

Anhang 5. Variationskoeffizienten für Brutvogelpopulationen auf Probeflächen; Erhebungen nach verschiedenen Methoden; nur Zählreihen ohne einheitlichen Trend der Zu- und Abnahme ausgewertet. x̄ = mittlerer Brutbestand; n = Zahl der Jahre; V = Variationskoeffizient. (Einige der Daten sind nicht mehr in Abb. 49 ausgewertet!).

Art	n	x̄	V	Autor
Zwergtaucher	11	7.2	40.1	FRIELING 1974
	19	19.1	30.5	BANDORF briefl.
	20	27.2	30.1	,,
	11	33.1	13.3	FIALA 1974
	10	34.4	11.8	KALBE 1965
	10	51.2	46.5	ROCHLITZER & KÜHNEL 1979
Haubentaucher	11	5.3	37.7	BEZZEL unpubl.
	14	10.3	29.4	FIALA 1974
	11	12.8	62.3	FRIELING 1974
	10	13.4	19.0	MELDE 1978
	9	17.2	26.0	WOBUS 1964
	9	19.9	19.0	TUCHSCHERER 1966
Rothalstaucher	12	3.2	56.6	FRIELING 1974
	10	10.6	25.7	MELDE 1978
Schwarzhalstaucher	15	9.1	56.9	PRINZINGER 1979
	12	12.6	97.1	FRIELING 1974
	21	33.5	90.1	PRINZINGER 1979
	17	45.9	42.8	GAUCKLER & KRAUS 1968
Graureiher	16	8.6	46.2	UTSCHICK unpubl.
	13	20.4	20.7	,,
	13	21.8	27.2	,,
	30	52.4	36.0	KEVE 1976, 1977
	12	319	20.2	STICHMANN in PEITZMEIER 1969
Weißstorch	14	10.7	20.5	SCHÜZ & SZIJJ 1975
	14	19.5	7.4	,,
	12	22.1	25.1	,,
	14	38.9	13.4	,,
	11	91.2	7.8	,,
	14	279	8.6	,,
Stockente	13	4.5	51.8	GNIELKA 1978
	9	10.7	26.4	FRIELING 1974
	10	53.1	20.0	MELDE 1962, 1973
	10	68.8	38.1	FIALA 1972
Tafelente	11	17.9	51.4	FRIELING 1974
	10	26.1	26.0	VOET & BENOY 1979
	10	81	7.0	FIALA 1972
Reiherente	10	82	18.0	FIALA 1972
Schellente	11	6.5	63.2	NEUBAUER 1972
	15	8.7	44.0	KLAFS & STÜBS 1977
Rotmilan	11	48.8	20.5	ORTLIEB 1981
Schwarzmilan	11	10.8	30.1	ORTLIEB 1981

Anhang 5. Variationskoeffizienten für Brutvogelpopulationen auf Probeflächen; Erhebungen nach verschiedenen Methoden; nur Zählreihen ohne einheitlichen Trend der Zu- und Abnahme ausgewertet. $\bar{x}$ = mittlerer Brutbestand; n = Zahl der Jahre; V = Variationskoeffizient. (Einige Daten sind nicht mehr in Abb. 49 ausgewertet!). (Fortsetzung)

Art	n	$\bar{x}$	V	Autor
Rohrweihe	12	11	23.5	HÖSER u.a. 1969, 1979
	9	12	13.2	TUCHSCHERER 1966
Habicht	10	5.4	23.3	MELDE in BECKER 1978
	17	9.1	33.8	KRAMER 1972
	22	9.2	29.6	,,
	25	10.1	20.5	HÖSER u.a. 1967, 1969, 1979
Sperber	10	13.1	20.2	KRAMER 1972
	15	17.9	17.5	,,
	17	21.1	40.4	,,
Mäusebussard	10	4.5	28.2	SCHIERMANN 1926
	12	10.1	15.8	HÖSER u.a. 1967, 1969, 1979
	12	145	13.9	ROCKENBAUCH 1975
	11	22.5	33.8	ORTLIEB 1981
Baumfalke	12	24	12.6	FIUCZYNSKI 1981
Rebhuhn	11	11.2	38.9	BANDORF briefl.
Teichhuhn	12	17.5	31.1	ANDERS 1979
Bläßhuhn	10	95.5	30.9	MELDE 1962, 1968
Kiebitz	20	2.6	95.4	KRÜGER u.a. 1972
	13	4.9	65.3	,,
	11	13.9	39.4	NEUGEBAUER 1973
	11	17.4	29.9	KRÜGER u.a. 1972
	30	21.6	43.5	HEIM 1978
	12	200.8	25.0	ROCHLITZER & KÜHNEL 1979
Flußregenpfeifer	13	11.5	20.7	ROCHLITZER & KÜHNEL 1979
Brachvogel	10	12.7	17.0	ROCHLITZER & KÜHNEL 1979
Bekassine	10	13.7	53.4	ROCHLITZER & KÜHNEL 1979
Flußseeschwalbe	14	13.5	48.8	KASPAREK 1979
	11	22	47.6	KAMPF & SITTLER 1976
Ringeltaube	13	3.6	44.6	BANDORF briefl.
	10	12.2	25.3	GNIELKA 1978
Waldkauz	15	8.9	13.7	DELMEE u.a. 1978
	14	18.4	18.4	WENDLAND 1972
Rauchschwalbe	11	14.1	30.8	BRUDERER & MUFF 1979
	16	24.4	30.2	,,
Mehlschwalbe	11	34	13.7	HÖLZINGER 1978
	11	50.6	18.1	BRUDERER & MUFF 1979
	13	54.9	31.4	,,

Anhang 5. Variationskoeffizienten für Brutvogelpopulationen auf Probeflächen; Erhebungen nach verschiedenen Methoden; nur Zählreihen ohne einheitlichen Trend der Zu- und Abnahme ausgewertet. $\bar{x}$ = mittlerer Brutbestand; n = Zahl der Jahre; V = Variationskoeffizient. (Einige Daten sind nicht mehr in Abb. 49 ausgewertet!). (Fortsetzung)

Art	n	$\bar{x}$	V	Autor
Mehlschwalbe	12	95.8	21.7	ROCHLITZER & KÜHNEL 1979
	10	150	~30	GUTSCHER in BERTHOLD & QUERNER 1979
	8	179	44.2	WEISSKÖPPEL 1975
Neuntöter	11	51.5	21.7	JAKOBER & STAUBER 1980
Zaunkönig	12	11.8	31.1	GNIELKA 1978
	10	19.5	38.5	KEIL & PFEIFER 1961
Heckenbraunelle	9	5.2	21.0	GNIELKA 1978
Singdrossel	10	11.4	50.6	KEIL & PFEIFER 1961
Gartenrotschwanz	14	7.6	48.7	GNIELKA 1978
	12	9.7	33.0	BERNDT 1949
	9	20.1	38.4	KEIL & PFEIFER 1961
Gelbspötter	10	22.5	26.5	GNIELKA 1978
Waldlaubsänger	9	19.1	15.4	KEIL & PFEIFER 1961
Zilpzalp	14	16.1	16.2	GNIELKA 1978
Mönchsgrasmücke	14	28.7	24.2	GNIELKA 1978
Gartengrasmücke	14	10.2	19.4	GNIELKA 1978
Trauerschnäpper	12	50.2	19.8	BERNDT 1949
	9	214.9	27.7	KEIL & PFEIFER 1961
Gartenbaumläufer	9	17.7	22.1	KEIL & PFEIFER 1961
Kleiber	9	17.2	46.7	KEIL & PFEIFER 1961
	13	60.2	23.2	LÖHRL 1967
Kohlmeise	10	20.5	27.7	BERNDT & HENSS 1967
	9	135.3	21.3	PFEIFER & KEIL 1961
	10	433	25.5	BERNDT & HENSS 1967
	14	89	23.6	VAN BALEN 1980
	14	109	32.3	”
	13	9	45.6	KLOMP 1980
	9	19	30.1	”
	9	27.9	29.5	”
Sumpfmeise	9	5.4	55.5	KEIL & PFEIFER 1961
Blaumeise	9	65.9	19.2	KEIL & PFEIFER 1961
Tannenmeise	13	10.2	37.5	LÖHRL 1974
	10	13.8	51.7	”
	10	18.2	59.8	”
Schwanzmeise	17	9.8	89.6	MELDE 1973

Anhang 5. Variationskoeffizienten für Brutvogelpopulationen auf Probeflächen; Erhebungen nach verschiedenen Methoden; nur Zählreihen ohne einheitlichen Trend der Zu- und Abnahme ausgewertet. $\bar{x}$ = mittlerer Brutbestand; n = Zahl der Jahre; V = Variationskoeffizient. (Einige der Daten sind nicht mehr in Abb. 49 ausgewertet!). (Fortsetzung)

Art	n	$\bar{x}$	V	Autor
Saatkrähe	19	436	23.0	VOLKMANN 1968
Kolkrabe	20	7.4	6.9	RASSOW & HAARMANN 1967 und Nachtrag
	10	14.4	11.3	ALPERS 1971
Pirol	10	4.5	39.7	KEIL & PFEIFER 1961
Star	9	63.6	14.5	KEIL & PFEIFER 1961
	12	71.6	29.2	BERNDT 1949
Feldsperling	12	46.4	17.0	GNIELKA 1978
Ortolan	19	6.1	43.4	GLITZ 1967
Zaunammer	10	52.6	33.1	GROH 1975

Anhang 6. Beispiel für Abundanzen auf großen Flächen nach Zählungen und Hochrechnungen (Brutpaare). Flächengröße, die nicht mit der offiziellen Größe der politischen Einheit übereinstimmt, bedeutet Teilgebiet des betreffenden Landes.

Gebiet	Größe (km^2)	Bestand	Abundanz ($100 km^2$)	Autor
Zwergtaucher (Tachybaptus ruficollis)				
Unterfranken	8 488	115	1,35	BANDORF 1970
Luxemburg	2 586	12	0,46	WASSENICH 1971
Niedersachsen	47 805	250– 350	0,5 – 0,7	GOETHE u.a. 1978
Werdenfels/Obb.	1 440	20– 25	1,4 – 1,7	BEZZEL & LECHNER 1978
Haubentaucher (Podiceps cristatus)				
Schleswig-Holstein (1969–73)	15 658	2600	16,6	BERNDT & DRENCKHAHN 1974
Mecklenburg	26 538	8–9000	30 –34	KLAFS & STÜBS 1977
,,	7 074	5– 600	7,1 – 8,5	,,
,,	8 672	4–4500	46,1 –51,9	,,
,,	10 792	3500–4000	32,4 –37,0	,,
Niedersachsen (1974)	47 805	7– 800	1,5 – 1,7	ZANG 1976
Niederlande (1966)	33 779	ca. 3700	11,0	LAP & DE WILDE 1971
,, (1973–77)	33 779	5000–7500	14,8 –22,2	TEIXEIRA 1979
Schweiz (1975)	41 288	6500 „♂♀"	15,7	FUCHS 1978
Hessen (1966)	21 109	62	0,3	BERG-SCHLOSSER 1968
Bayern (1976–78)	70 550	900	1,3	RANFTL 1980
Rothalstaucher (Podiceps grisegena)				
Schleswig-Holstein (1972)	15 658	ca. 230	1,5	BERNDT & DRENCKHAHN 1974
Mecklenburg	26 538	ca. 200	0,8	KLAFS & STÜBS 1977
Schwarzhalstaucher (Podiceps nigricollis)				
Baden-Württemberg (1977)	35 750	ca. 32	0,1	PRINZINGER 1979
Schleswig-Holstein	15 658	ca. 50	0,3	BERNDT & DRENCKHAHN 1974
Bayern	70 550	ca. 300	0,4	BEZZEL, LECHNER, RANFTL 1980
Zwergdommel (Ixobrychus minutus)				
Niederlande	33 779	100– 135	ca. 0,4	TEIXEIRA 1979
Graureiher (Ardea cinerea)				
Schleswig-Holstein (1974)	15 658	1309	8,4	BERNDT & DRENCKHAHN 1974
Mecklenburg (1975)	26 538	1638	6,2	KLAFS & STÜBS 1977
Niedersachsen (1977)	47 805	3096	6,5	GOETHE u.a. 1978
Westfalen (1974)	20 215	360	1,8	STICHMANN 1975
Hessen (1980)	21 109	216– 231	ca. 1,0	KEIL & ROSSBACH 1980
Bayern (1979)	70 550	1150	1,6	UTSCHICK mdl.
Kanton Bern (1977)	7 000	131	1,9	LÜPS u.a. 1978
Schweiz (1976)	41 288	6– 800	1,5 – 1,9	SCHIFFERLI u.a. 1980
Dänemark (1978)	43 069	2673	6,2	MØLLER & SKOV OLESEN 1980
Niederlande (1976	33 779	8870	26,3	TEIXEIRA 1979

Anhang 6. Beispiel für Abundanzen auf großen Flächen nach Zählungen und Hochrechnungen (Brutpaare). Flächengröße, die nicht mit der offiziellen Größe der politischen Einheit übereinstimmt, bedeutet Teilgebiet des betreffenden Landes. (Fortsetzung)

Gebiet	Größe (km²)	Bestand	Abundanz (100 km²)	Autor
Graureiher (Ardea cinerea) (Fortsetzung)				
Niederlande (1977)	33 779	9750	28,8	Teixeira 1979
DDR (1973)	108 174	2050	1,9	Schwede-Lüderitz 1976
Weißstorch (Ciconia ciconia)				
Dänemark (1977)	43 069	35	0,08	Dybbro 1978
Mecklenburg (1974)	26 538	1578	5,9	Klafs & Stübs 1977
Niedersachsen (1978)	47 805	455	1,0	Goethe u.a. 1978
Schleswig-Holstein (1977)	15 658	433	2,8	Goos 1977
Baden-Württemberg (1974)	35 750	17	0,05	Zink 1974
Bayern (1980)	70 550	103	0,15	Burnhauser mdl.
Steiermark (1977)	16 384	88	0,5	Weissert 1978
Höckerschwan (Cygnus olor)				
Dänemark (ca. 1977)	43 069	ca. 4000	9,2	Dybbro 1978
Schleswig-Holstein (1969)	15 658	mind. 725	4,6	Scherner 1974
Niedersachsen (1969)	47 805	ca. 210	0,4	,,
Hessen (1969)	21 109	ca. 60	0,3	,,
Bayern (1973/74)	70 550	500– 550	0,7 – 0,8	Ranftl & Utschick 1978
Mecklenburg (1971)	26 538	1024	3,9	Klafs & Stübs 1977
DDR (1971)	108 174	ca. 1450	1,34	Feiler 1974
Niederlande (1977)	33 779	2500	7,4	Teixeira 1979
Schweiz (1971/74)	41 288	ca. 500	ca. 1,2	Schifferli u.a. 1980
Graugans (Anser anser)				
DDR (1971)	108 174	ca. 2000	1,8	Frädrich & Naacke 1974
Neubrandenburg (1977)	10 792	884	8,2	Hemke 1979
Schleswig-Holstein (1977)	15 658	mind.1000	6,3	Hummel 1978
Schnatterente (Anas strepera)				
Niederlande (1976/77)	33 779	550– 800	1,6 – 2,4	Teixeira 1979
Stockente (Anas platyrhynchos)				
Mecklenburg	26 538	9–10000	33,9 –37,7	Klafs & Stübs 1977
Löffelente (Anas clypeata)				
Mecklenburg (ca. 1970)	26 538	ca. 300	1,13	Klafs & Stübs 1977
Niederlande (1973/77)	33 779	9000–12000	26,6 –35,5	Teixeira 1979
Kolbenente (Netta rufina)				
Niederlande (1973/77)	33 779	40– 60	0,1 – 0,2	Teixeira 1979

Anhang 6. Beispiel für Abundanzen auf großen Flächen nach Zählungen und Hochrechnungen (Brutpaare). Flächengröße, die nicht mit der offiziellen Größe der politischen Einheit übereinstimmt, bedeutet Teilgebiet des betreffenden Landes. (Fortsetzung)

Gebiet	Größe (km²)	Bestand	Abundanz (100 km²)	Autor
Tafelente (Aythya ferina)				
Mecklenburg (1975)	26 538	ca. 1000	ca. 3,8	KLAFS & STÜBS 1977
Niederlande (1973/77)	33 779	1000–1300	ca. 3,0–3,8	TEIXEIRA 1979
Reiherente (Aythya fuligula)				
Niederlande (1973/77)	33 779	mind. 6000	17,8	TEIXEIRA 1979
Schellente (Bucephala clangula)				
Mecklenburg (1975)	26 538	mind. 200	0,75	KLAFS & STÜBS 1977
Mittelsäger (Mergus serrator)				
Mecklenburg (1975)	26 538	250	0,94	KLAFS & STÜBS 1977
Gänsesäger (Mergus merganser)				
Mecklenburg (1975)	26 538	10	0,04	KLAFS & STÜBS 1977
Schweiz	41 288	mind. 200	0,5	SCHIFFERLI u.a. 1980
Kanton Bern (1977)	7 000	96– 114	1,4 – 1,6	LÜPS u.a. 1978
Bayern (1975/78)	70 550	50– 80	0,07– 0,1	BEZZEL, LECHNER, RANFTL 1980
Wespenbussard (Pernis apivorus)				
Dänemark	45 069	2– 300	0,5 – 0,7	DYBBRO 1978
Schweiz	41 288	3– 400	0,7 – 0,96	SCHIFFERLI u.a. 1980
Niederlande	33 779	mind. 300	1,1	TEIXEIRA 1979
Nordrhein-Westfalen	34 045	ca. 450	1,3	MEBS 1980
Schwarzmilan (Milvus migrans)				
Mecklenburg (1973)	1 485	6	0,4	KLAFS & STÜBS 1977
Rotmilan (Milvus milvus)				
Mecklenburg	26 538	432	1,6	KLAFS & STÜBS 1977
,, (1973)	1 485	20	1,3	,,
Luxemburg	2 586	10– 12	ca. 0,4	PELTZER 1981
Schweiz	41 288	150	0,4	SCHIFFERLI u.a. 1980
Thüringen	15 208	375	2,5	ORTLIEB 1980
Niedersachsen	47 400	370	0,8	PETERS 1979
Nordrhein-Westfalen	34 045	ca. 250	0,7	MEBS 1980
Seeadler (Haliaeetus albicilla)				
Mecklenburg (1975)	26 538	90– 100	0,34– 0,38	KLAFS & STÜBS 1977
Rohrweihe (Circus aeruginosus)				
Mecklenburg (1975)	26 538	900–1100	3,4 – 4,1	KLAFS & STÜBS 1977
Niederlande (1977)	33 779	725– 850	2,1 – 2,5	TEIXEIRA 1979
Dänemark (1970/74)	43 069	76– 106	0,17– 0,25	DYBBRO 1978
Unterfranken (1980)	3 992	24	0,6	BANDORF briefl.
Wiesenweihe (Circus pygargus)				
Mecklenburg (1975)	26 538	25– 35	0,09– 0,13	KLAFS & STÜBS 1977

Anhang 6. Beispiel für Abundanzen auf großen Flächen nach Zählungen und Hochrechnungen (Brutpaare). Flächengröße, die nicht mit der offiziellen Größe der politischen Einheit übereinstimmt, bedeutet Teilgebiet des betreffenden Landes. (Fortsetzung)

Gebiet	Größe (km^2)	Bestand	Abundanz ($100\ km^2$)	Autor
Wiesenweihe (Circus pygargus) (Fortsetzung)				
Schleswig-Holstein + Hamburg (1977)	17 711	30– 50	0,17– 0,28	KUSSMAUL 1980
Niedersachsen	47 805	40– 60	0,08– 0,13	,,
Nordrhein-Westfalen	34 045	5– 10	0,03	,,
Habicht (Accipiter gentilis)				
Dänemark (1971/74)	43 069	150– 200	0,3 – 0,5	DYBBRO 1978
Mecklenburg (1977)	26 538	ca. 400	ca. 1,5	KLAFS & STÜBS 1977
DDR (1979)	108 174	mind. 2000	ca. 1,8	FISCHER 1980
Niederlande (1975)	33 779	350– 400	1,0 – 1,2	TEIXEIRA 1979
Wallis/Schweiz	5 000	120	2,4	SCHIFFERLI u.a. 1980
Schweiz	41 288	ca. 600	1,5	,,
Nordrhein-Westfalen	34 045	ca. 1500	4,4	MEBS 1980
Bayern (1975)	3 640	49	1,3	RUST 1977
Belgien (ca. 1978)	30 540	70– 80	0,2 – 0,3	SUETENS in FISCHER 1980
Luxemburg (1971)	2 586	20	0,8	WASSENICH 1971
Sperber (Accipiter nisus)				
Dänemark	43 069	1000–1500	2,3 – 3,5	DYBBRO 1978
Niederlande (1978)	33 779	ca. 1200	3,6	TEIXEIRA 1979
Nordrhein-Westfalen	34 045	ca. 750	2,2	MEBS 1980
Mäusebussard (Buteo buteo)				
Dänemark	43 069	1900–2400	4,4 – 5,6	DYBBRO 1978
Niederlande (1977)	33 779	ca. 1650	4,9	TEIXEIRA 1979
Nordrhein-Westfalen	34 045	ca. 6000	17,6	MEBS 1980
Schreiadler (Aquila pomarina)				
Mecklenburg	26 538	ca. 75	0,28	KLAFS & STÜBS 1977
Steinadler (Aquila chrysaetos)				
Schweiz	41 288	120– 150	0,3 – 0,4	SCHIFFERLI u.a. 1980
Baumfalke (Falco subbuteo)				
Mecklenburg (1974)	26 538	max. 100	0,4	KLAFS & STÜBS
Schleswig-Holstein (1978)	15 658	ca. 50– 70	0,3 – 0,4	FIUCZYNSKI 1981
Lüneburger Heide	4 212	ca. 30	0,7	,,
Nordrhein-Westfalen	34 045	ca. 250	0,7	MEBS 1980
Hessen	21 111	ca. 90–120	0,4 – 0,6	FIUCZYNSKI 1981
Saarland	2 568	ca. 30	1,1	,,
Thüringen	15 209	30– 50	0,2 – 0,3	,,
Bez. Karl-Marx-Stadt	6 009	5	0,08	,,
Bez. Dresden	6 738	13	0,2	,,
Bez. Leipzig	4 966	16– 20	0,3	,,
Schweiz (1978/79)	41 288	ca. 155	0,4	BENOIT 1981
Niederlande	33 779	1000–1100	ca. 3,0	TEIXEIRA 1979

Anhang 6. Beispiel für Abundanzen auf großen Flächen nach Zählungen und Hochrechnungen (Brutpaare). Flächengröße, die nicht mit der offiziellen Größe der politischen Einheit übereinstimmt, bedeutet Teilgebiet des betreffenden Landes. (Fortsetzung)

Gebiet	Größe (km²)	Bestand	Abundanz (100 km²)	Autor
Turmfalke (Falco tinnunculus)				
Mecklenburg (1975)	26 538	ca. 60	2,3	KLAFS & STÜBS 1977
Nordrhein-Westfalen	34 045	ca. 3000	8,8	MEBS 1980
Niederlande	33 779	5000–6500	14,8 –19,2	TEIXEIRA 1979
Birkhuhn (Tetrao tetrix)				
Niederlande (1978)	33 779	225♂	0,7♂	TEIXEIRA 1979
Niedersachsen (1977)	47 805	560 Ex.	1,2 Ex.	HECKENROTH 1980
Kranich (Grus grus)				
Mecklenburg (1973)	26 538	380	1,43	KLAFS & STÜBS 1977
Tüpfelsumpfhuhn (Porzana porzana)				
Niederlande	33 779	ca. 100	0,3	TEIXEIRA 1979
Flußregenpfeifer (Charadrius dubius)				
Schweiz	41 288	20– 25	0,05– 0,06	SCHIFFERLI u.a. 1980
Hessen (1977/78)	21 109	190	0,9	BEHRENS 1980 a
Dänemark	43 069	130– 180	0,3 – 0,4	DYBBRO 1978
Westfalen	20 215	mind. 180– 200	ca. 1,0	PEITZMEIER 1979
Kiebitz (Vanellus vanellus)				
Niederlande	33 779	ca. 120000	355	TEIXEIRA 1979
Schweiz (1970)	41 288	mind. 730	1,8	SCHIFFERLI u.a. 1980
Hessen (1977/78)	21 109	2042	9,7	BEHRENS 1980a
Bekassine (Capella gallinago)				
Niederlande (1975/77)	33 779	ca. 5500	ca. 16	TEIXEIRA 1979
Hessen (1977/78)	21 109	330	1,6	BEHRENS 1980a
Westfalen	20 215	ca. 300	1,5	PEITZMEIER 1979
Schweiz	41 288	25– 30	0,07	SCHIFFERLI u.a. 1980
Uferschnepfe (Limosa limosa)				
Niederlande	33 779	ca. 120000	355	TEIXEIRA 1979
Dänemark	43 069	ca. 350	0,81	DYBBRO 1978
Bayern (1980)	70 550	95	0,14	RANFTL 1981
Hessen (1977/78)	21 109	5	0,02	BEHRENS 1980a
Westfalen (ca. 1975)	20 215	350	1,7	PEITZMEIER 1979
Brachvogel (Numenius arquata)				
Niederlande	33 779	ca. 3000	8,9	TEIXEIRA 1977
Bayern (1980)	70 550	930	1,3	RANFTL 1981
Hessen (1977/80)	21 109	48	0,2	BEHRENS 1980a
Schweiz (ca. 1975)	41 288	15	0,04	SCHIFFERLI u.a. 1980
Westfalen (1974/76)	20 215	570	2,8	PEITZMEIER 1979
Baden-Württemberg	35 750	ca. 200	0,6	OPITZ 1975
Flußläufer (Actitis hypoleucos)				
Niederlande	33 779	5– 10	ca. 0,02	TEIXEIRA 1979
Schweiz	41 288	100– 130	ca. 0,3	SCHIFFERLI u.a. 1980

Anhang 6. Beispiel für Abundanzen auf großen Flächen nach Zählungen und Hochrechnungen (Brutpaare). Flächengröße, die nicht mit der offiziellen Größe der politischen Einheit übereinstimmt, bedeutet Teilgebiet des betreffenden Landes. (Fortsetzung)

Gebiet	Größe (km^2)	Bestand	Abundanz ($100\ km^2$)	Autor
Lachmöwe (Larus ridibundus)				
Niederlande	33 779	ca. 200000	ca. 592	Teixeira 1979
Westfalen (1978)	20 215	ca. 16500	ca. 82	Peitzmeier 1979
Bayern (ca. 1978)	70 550	ca. 17000	ca. 24	Bezzel, Lechner, Ranftl 1980
DDR (1973)	108 171	ca. 64000	58	Litzbarski 1975
Bez. Rostock	7 074	35 037	796	,,
Bez. Schwerin	8 672	5905	68	,,
Bez. Neubrandenburg	10 793	5322	49	,,
Bez. Potsdam	12 572	2408	19	,,
Bez. Frankfurt	7 185	2652	37	,,
Bez. Cottbus	8262	1052	13	,,
Bez. Magdeburg	11 525	320	3	,,
Bez. Halle	8 771	4461	51	,,
Bez. Dresden	6 738	6703	99	,,
Bez. Leipzig	4 966	490	10	,,
Bez. Karl-Marx-Stadt	6 009	390	6	,,
Schweiz (1976)	91 288	ca. 3300	ca. 8	,,
Flußseeschwalbe (Sterna hirundo)				
Rheinland (1970)	13 800	15	0,11	Müller 1977
Bayern (1977/78)	70 550	ca. 100	0,14	Kasparek 1979
Schweiz (1976)	41 288	310	0,75	Schifferli u.a. 1980
Schleiereule (Tyto alba)				
Niederlande (1975/77)	33 779	3– 600	0,9 – 1,8	Teixeira 1979
Mecklenburg (1968/69)	26 538	176– 224	0,7 – 0,8	Klafs & Stübs 1977
Brandenburg	28 016	200– 250	0,7 – 0,9	Glutz & Bauer 1980
Franken	20 000	200– 350	1,0 – 1,8	Kaus 1977
Uhu (Bubo bubo)				
Niederösterreich	19 170	70	0,4	Glutz & Bauer 1980
Schweiz	41 288	60	0,15	Schifferli u.a. 1980
DDR (1976)	108 174	36	0,03	Glutz & Bauer 1980
Bayern (1978)	70 550	ca. 150	0,2	Wickl 1979, Bezzel unpubl.
Steinkauz (Athene noctua)				
Schweiz (1976/78)	41 288	160– 240	0,4 – 0,6	Glutz & Bauer 1980
Niederlande	33 779	6000–8000	17,7 –23,7	Teixeira 1979
Baden-Württemberg (1974)	35 750	ca. 300	0,8	Ullrich 1975
Hessen (1977)	21 109	250– 300	1,2 – 1,4	Glutz & Bauer 1980
Nordrhein-Westfalen (1973/74)	34 045	4000–5200	11,7 –15,2	,,
Ziegenmelker (Caprimulgus europaeus)				
Niederlande	33 779	ca. 500–600	1,5 – 1,7	Teixeira 1979
Luxemburg	2 586	35	1,4	Glutz & Bauer 1980

Anhang 6. Beispiel für Abundanzen auf großen Flächen nach Zählungen und Hochrechnungen (Brutpaare). Flächengröße, die nicht mit der offiziellen Größe der politischen Einheit übereinstimmt, bedeutet Teilgebiet des betreffenden Landes. (Fortsetzung)

Gebiet	Größe (km^2)	Bestand	Abundanz (100 km^2)	Autor
Eisvogel (Alcedo atthis)				
Niederlande (1975)	33 779	275– 325	0,8 - 1,0	TEIXEIRA 1979
„ (1976)	33 779	90– 140	0,3 - 0,4	„
Hamburg	2 053	15– 25	0,7 - 1,2	GLUTZ & BAUER 1980
Westfalen (1977)	20 215	270– 320	1,3 - 1,6	„
Hessen (1977)	21 109	100	0,5	„
Rheinland-Pfalz (1977/78)	19 837	50– 60	ca. 0,3	„
Saarland	2 568	10– 15	0,4 - 0,6	„
Baden-Württemberg (1977)	35 750	mind. 190	0,5	„
Schweiz (1977)	41 288	180	0,4	SCHIFFERLI u.a. 1980
Uferschwalbe (Riparia riparia)				
Niederlande (1976/78)	33 779	5000–8000	14,8 -23,6	TEIXEIRA 1979
Schweiz (1975/77)	41 288	ca. 4800	11,6	SCHIFFERLI u.a. 1980
Neuntöter (Lanius collurio)				
Niederlande	33 779	150	0,4	TEIXEIRA 1979
Kt. Zürich (1977)	1 729	250– 300	ca.14,5	SCHIFFERLI u.a. 1980
Raubwürger (Lanius excubitor)				
Niederlande	33 779	25	0,07	TEIXEIRA 1979
Schweiz (1977/78)	41 288	20	0,05	SCHIFFERLI u.a. 1980
Werdenfels/Obb. (1977)	1 440	ca. 5	0,3	BEZZEL & LECHNER 1978
Dänemark	43 069	30– 50	0,07– 0,1	DYBBRO 1978
Dohle (Corvus monedula)				
Schweiz (1977/78)	41 288	1700	4,1	RIGGENBACH 1979
Saatkrähe (Corvus frugilegus)				
Niederlande (1975)	33 779	ca. 12000	35,5	TEIXEIRA 1979
Westfalen (1976)	20 215	650	3,2	PEITZMEIER 1979
Mecklenburg (1975)	26 538	ca. 5500	20,7	KLAFS & STÜBS 1977
Schweiz (1976/78)	41 288	ca. 250	0,6	SCHIFFERLI u.a. 1980
Schleswig-Holstein (1976)	15 658	ca. 10000	63,9	FALLET 1978
Osnabrück (1978)	6 205	268	4,3	KOOIKER 1979
Bayern (1978)	70 550	1450	2,1	MAGERL 1980
Birkenzeisig (Carduelis flammea)				
Niederlande (1973/78)	33 779	428– 617	1,2 - 1,8	TEIXEIRA 1979
Ortolan (Emberiza hortulana)				
Niederlande (1976/78)	33 779	90– 125	0,27– 0,37	TEIXEIRA 1979

Anhang 7. Siedlungsdichte einiger Brutvögel gemäß $y = a x^b$. log a und b errechnet pro Art auf Grund der n Einzelwerte für verschiedene Flächen (y entspricht 1 Paar/100 ha, bei Greifvögeln 1 P/100 km^2).
n/10 ha, n/30 ha, n/100 ha = Anzahl der Paare bzw. Reviere auf 10, 30 bzw. 100 ha gemäß $y = a x^b$ (X 100 = 1000 bzw. 10 000 ha).
* = Gleichung nur für Wasserflächen mit Uferrand berechnet.

	n	log a	b	n/10 ha	n/30 ha	n/100 ha	
Zwergtaucher*	73	3,84	–1,36	30,2	20,3	13,2	
Haubentaucher*	148	1,85	–0,36	3,1	6,2	13,5	
Stockente*	115	2,77	–0,75	10,4	13,8	18,6	
Stockente	249	2,21	–0,66	3,5	5,2	7,8	
Wespenbussard	57	4,01	–0,86	2,7		3,7	X100
Habicht	121	3,77	–0,79	2,5		4,1	X100
Mäusebussard	302	3,00	–0,38	7,2		30,2	X100
Turmfalke	194	3,50	–0,58	5,8		15,1	X100
Rebhuhn	244	1,73	–0,57	1,4	2,3	4,9	
Wachtel	80	2,02	–0,75	1,9	2,5	3,3	
Teichhuhn*	90	2,84	–0,90	8,7	9,7	11,0	
Teichhuhn	118	2,48	–0,88	4,0	4,5	5,2	
Bläßhuhn*	169	2,59	–0,43	14,4	27,0	54,0	
Bläßhuhn	72	1,61	–0,28	2,1	4,7	11,2	
Flußregenpfeifer	44	1,78	–0,58	1,6	2,5	4,2	
Kiebitz	247	1,94	–0,40	3,5	6,7	13,8	
Brachvogel	81	1,84	–0,64	1,6	2,4	3,6	
Bekassine	105	2,40	–0,83	3,7	4,5	5,5	
Hohltaube	63	1,85	–0,62	1,7	2,6	4,1	
Ringeltaube	318	2,59	–0,69	7,9	11,2	16,2	
Turteltaube	145	1,74	–0,55	1,5	2,5	4,4	
Türkentaube	153	1,86	–0,37	3,1	6,2	13,2	
Kuckuck	340	2,16	–0,85	2,0	2,4	2,9	
Waldkauz	119	1,32	–0,48	0,7	1,2	2,3	
Waldohreule	104	0,93	–0,32	0,4	0,9	1,9	
Mauersegler	76	2,31	–0,43	7,6	14,2	28,2	
Wendehals	116	2,13	–0,91	1,7	1,8	2,0	
Grauspecht	95	1,77	–0,71	1,1	1,6	2,2	
Grünspecht	184	1,52	–0,61	0,8	1,2	2,0	
Schwarzspecht	129	0,33	–0,11	0,2	0,4	1,3	
Buntspecht	293	1,98	–0,56	2,6	4,2	7,2	
Mittelspecht	64	2,03	–0,80	1,7	2,1	2,7	
Kleinspecht	113	1,67	–0,65	1,0	1,5	2,3	
Feldlerche	272	2,50	–0,61	7,8	11,9	19,0	
Rauchschwalbe	173	2,32	–0,52	6,3	10,7	19,1	
Mehlschwalbe	147	3,14	–0,83	20,4	24,4	30,2	
Baumpieper	397	2,14	–0,52	4,2	7,0	12,6	
Wiesenpieper	101	1,92	–0,43	3,1	5,8	11,5	
Schafstelze	166	2,13	–0,67	2,9	4,1	6,2	
Gebirgsstelze	82	1,36	–0,68	0,5		1,0	
Bachstelze	327	1,98	–0,73	1,8	2,4	3,3	
Zaunkönig	376	2,18	–0,59	3,8	6,1	10,0	
Heckenbraunelle	366	2,55	–0,78	5,9	7,5	9,8	
Rotkehlchen	497	2,12	–0,47	4,5	8,0	15,1	

Anhang 7. Siedlungsdichte einiger Brutvögel gemäß $y = ax^b$. log a und b errechnet pro Art auf Grund der n Einzelwerte für verschiedene Flächen (y entspricht 1 Paar/100 ha, bei Greifvögeln 1 P/100 km^2).
n/10 ha, n/30 ha, n/100 ha = Anzahl der Paare bzw. Reviere auf 10, 30 bzw. 100 ha gemäß $y = a x^b$ (X 100 = 1000 bzw. 10 000 ha).
* = Gleichung nur für Wasserflächen mit Uferrand berechnet. (Fortsetzung)

	n	log a	b	n/10 ha	n/30 ha	n/100 ha
Nachtigall	171	2,60	−0,87	5,4	6,2	7,2
Hausrotschwanz	261	2,34	−0,78	3,6	4,6	6,0
Gartenrotschwanz	357	2,20	−0,63	3,7	5,6	8,7
Braunkehlchen	140	1,99	−0,53	2,9	4,8	8,5
Steinschmätzer	79	2,63	−1,05	3,8	3,6	3,4
Amsel	397	3,14	−0,89	17,8	20,0	22,9
Wacholderdrossel	173	2,03	−0,44	3,9	7,2	14,1
Misteldrossel	218	1,83	−0,59	1,7	2,7	4,5
Singdrossel	495	2,73	−0,85	7,6	8,9	10,7
Feldschwirl	171	2,11	−0,76	2,2	2,9	3,9
Schilfrohrsänger	110	3,33	−1,10	16,9	15,1	13,4
Sumpfrohrsänger	248	2,59	−0,79	6,3	7,9	10,2
Teichrohrsänger	191	3,52	−1,12	25,1	21,8	19,1
Drosselrohrsänger	90	2,94	−1,04	7,9	7,5	7,2
Gelbspötter	260	2,80	−1,06	5,5	5,1	4,8
Klappergrasmücke	327	2,03	−0,66	2,3	3,4	5,1
Dorngrasmücke	391	2,24	−0,62	4,4	6,3	10,0
Gartengrasmücke	395	2,51	−0,76	5,6	7,3	9,8
Mönchsgrasmücke	429	2,30	−0,58	5,2	8,3	13,8
Waldlaubsänger	251	2,06	−0,50	3,6	6,3	11,5
Fitis	573	2,59	−0,69	7,9	11,1	16,2
Zilpzalp	540	2,49	−0,63	7,2	10,8	17,0
Wintergoldhähnchen	224	2,30	−0,71	3,9	5,4	7,6
Sommergoldhähnchen	191	2,51	−0,86	4,4	5,2	6,2
Grauschnäpper	283	2,13	−0,75	2,4	3,2	4,2
Trauerschnäpper	236	2,88	−0,90	9,5	10,7	12,0
Schwanzmeise	168	1,76	−0,63	1,3	2,0	3,2
Sumpfmeise	330	2,18	−0,79	2,4	3,0	4,0
Weidenmeise	187	2,60	−1,00	4,0	4,0	4,0
Haubenmeise	138	2,09	−0,72	2,3	3,6	4,5
Tannenmeise	253	2,64	−0,86	6,0	7,0	8,3
Blaumeise	523	2,47	−0,69	6,0	8,4	12,3
Kohlmeise	679	3,09	−0,88	16,2	18,5	21,4
Kleiber	278	2,33	−0,68	4,5	6,3	9,3
Waldbaumläufer	160	2,16	−0,85	2,0	2,4	2,9
Gartenbaumläufer	267	2,17	−0,71	2,9	4,0	5,6
Pirol	246	1,94	−0,72	1,7	2,3	3,2
Neuntöter	195	1,75	−0,53	1,7	2,8	4,9
Eichelhäher	201	0,99	−0,22	0,6	1,4	3,5
Elster	281	2,53	−0,82	5,1	6,3	7,7
Dohle	135	3,53	−0,94	38,9	41,6	44,7
Rabenkrähe	173	1,78	−0,54	1,7	2,9	5,0
Star	516	3,06	−0,84	16,7	19,8	24,0
Haussperling	240	2,64	−0,16	30,3	76,0	209,0

Anhang 7. Siedlungsdichte einiger Brutvögel gemäß $y = ax^b$. log a und b errechnet pro Art auf Grund der n Einzelwerte für verschiedene Flächen (y entspricht 1 Paar/ 100 ha, bei Greifvögeln 1p/100 km^2).
n/10 ha, n/30 ha, n/100 ha = Anzahl der Paare bzw. Reviere auf 10, 30 bzw. 100 ha gemäß $y = a x^b$ (X 100 = 1000 bzw. 10 000 ha).
* = Gleichung nur für Wasserflächen mit Uferrand berechnet. (Fortsetzung)

	n	log a	b	n/10 ha	n/30 ha	n/100 ha
Feldsperling	288	1,91	-0,41	3,2	6,0	12,3
Buchfink	649	2,86	-0,78	12,0	15,3	19,9
Girlitz	189	2,03	-0,49	3,5	6,1	11,3
Grünling	434	3,38	-1,09	19,4	17,7	15,8
Stieglitz	227	2,75	-1,00	5,6	5,6	5,6
Hänfling	253	1,55	-0,40	1,4	2,7	5,6
Gimpel	178	1,82	-0,59	1,7	2,7	4,3
Kernbeißer	173	2,46	-0,95	3,1	3,4	3,6
Goldammer	377	2,58	-0,77	6,5	7,9	11,0
Rohrammer	178	2,63	-0,67	9,1	13,1	19,4
Grauammer	95	1,51	-0,39	1,3	2,6	5,4

Anhang 8. Numerische Populationskriterien für international und national bedeutsame Rast- (und Brut-)gebiete in Mitteleuropa. Die Zahlen unter 1 und 2 stellen etwa 1% der Brut- bzw. Rastpopulation eines biogeographischen Raumes (z.B. Kontinentaleuropa westl. der UdSSR) dar (nach SCOTT 1980). 3 = Tageswerte nach BERNDT u.a. 1979 für national bedeutsame Feuchtgebiete in der Bundesrepublik. In ( ) Werte für küstennahe Gebiete.

	1	2	3	
Zwergtaucher			150	
Haubentaucher			300	
Rothalstaucher			10	
Ohrentaucher			10	
Schwarzhalstaucher			30	
Kormoran	100	300	30	
Graureiher			100	
Schwarzstorch			10	
Purpurreiher	65	200		
Zwergschwan		120	40	
Singschwan		150	70	
Höckerschwan		1200		
Saatgans		1000	100	
Kurzschnabelgans		300	100	
Bläßgans		1750	50	(150)
Graugans		130	150	(450)
Nonnengans		500	250	
Ringelgans		1300	250	
Brandgans		1250	1000	
Pfeifente		5000	250	(1500)
Schnatterente		550	75	
Krickente		2000	400	(800)
Stockente		10000	5000	
Spießente		750	200	(400)
Knäkente		2500	100	
Löffelente		1000	100	
Kolbenente	60	200	50	
Tafelente		2500	1000	
Moorente		750	10	
Reiherente		5000	1000	(2500)
Bergente		1500	100	(1000)
Eiderente		10000	7000	
Eisente		5000	500	
Trauerente		10000	1000	
Samtente		2000	150	
Schellente		2000	300	
Zwergsäger		200	30	(60)
Mittelsäger		400	20	(100)
Gänsesäger		750	200	(600)
Bläßhuhn		10000	5000	
Kranich		200	100	
Austernfischer		7500	5000	
Säbelschnäbler	115	260	200	
Flußregenpfeifer			50	

Anhang 8. Numerische Populationskriterien für international und national bedeutsame Rast- (und Brut-)gebiete in Mitteleuropa. Die Zahlen unter 1 und 2 stellen etwa 1% der Brut- bzw. Rastpopulation eines biogeographischen Raumes (z.B. Kontinentaleuropa westl. der UdSSR) dar (nach SCOTT 1980). 3 = Tageswerte nach BERNDT u.a. 1979 für national bedeutsame Feuchtgebiete in der Bundesrepublik. In ( ) Werte für küstennahe Gebiete. (Fortsetzung)

	1	2	3	
Sandregenpfeifer		1000	50	(250)
Seeregenpfeifer	100	250	50	
Goldregenpfeifer		10000	100	(1000)
Kiebitzregenpfeifer		800	50	(300)
Kiebitz		20000	1000	(3000)
Knutt		6500	5000	
Sanderling		500	100	
Zwergstrandläufer		400	50	(100)
Sichelstrandläufer		1500	50	(300)
Alpenstrandläufer		20000	100	(7500)
Kampfläufer		10000	300	
Zwergschnepfe			20	
Bekassine		10000	200	
Uferschnepfe		3500	100	(500)
Pfuhlschnepfe		5500	1000	
Regenbrachvogel		500	100	
Großer Brachvogel		3000	50	(1500)
Dunkler Wasserläufer		500	100	(500)
Rotschenkel		2000	50	(500)
Grünschenkel		500	100	(200)
Waldwasserläufer			25	
Bruchwasserläufer			50	
Flußuferläufer			75	
Steinwälzer		500	150	
Zwergmöwe			50	
Lachseeschwalbe	20	100	25	
Trauerseeschwalbe	200	600	100	
Küstenseeschwalbe	1200			
Flußseeschwalbe	700			
Brandseeschwalbe	400			

Anhang 9: Artenschutz

1 Ziele des Artenschutzes

Gesetzliche Ziele

Für den Artenschutz gibt es klare, juristisch formulierte Vorstellungen, z.B. im Naturschutzgesetz der Bundesrepublik Deutschland (§ 20): »Schutz und Pflege der wildwachsenden Pflanzen und wildlebenden Tiere, ihrer Entwicklungsformen, Lebensstätten, Lebensräume und Lebensgemeinschaften als Teil des Naturhaushalts. Der Artenschutz schließt auch die Ansiedlung verdrängter oder in ihrem Bestand bedrohter Pflanzen und Tiere an geeigneten Lebensstätten innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes ein.«

Damit sind folgende Gesichtspunkte, die in der landläufigen Meinung (auch vieler Naturschützer!) immer noch falsch oder zumindest unklar interpretiert werden, eindeutig festgelegt:

a) Es geht nicht nur um die Rettung einzelner Arten, sondern um den gesamten Artenbestand als Teil des Naturhaushaltes.

b) Artenschutz erschöpft sich nicht im Konservieren.

c) Artenschutz ist nur über den Schutz, die Pflege und die Entwicklung des Lebensraumes möglich.

Die strikte programmatische Trennung in Arten- und Biotopschutz ist damit nicht nur von fachlicher, sondern auch von gesetzlicher Seite her nicht zu vertreten.

Fachliche Ziele und Aufgaben

Hauptziel des Artenschutzes ist es, den Bestand der Arten in ihrer Vielfalt so zu fördern, daß die Zukunft der Arten gesichert bleibt. Dies schließt selbstverständlich Selektion und damit Evolution mit ein. Es besteht kein Anlaß anzunehmen, daß Evolutionsvorgänge unter der Mitwirkung der Selektion in der Kulturlandschaft nicht mehr stattfinden könnten. Artenschutz als Auftrag beschränkt sich daher nicht nur auf Naturräume oder naturnahe Teile der Kulturlandschaft, sondern auf die Kulturlandschaft schlechthin. Daraus ergeben sich folgende Aufgaben:

a) Populationen der Arten sind lebensfähig zu erhalten. Dies bedeutet, daß sie in der Lage sein müssen, innerhalb ihres Areals eine ausreichende Zahl von Nachkommen zu erzeugen. Zur nachhaltigen Sicherung der für die Erhaltung jeder Art notwendigen Entwicklung ist eine Überproduktion an Nachkommen Voraussetzung. Nur so kann eine Art der Selektion zur Verfügung stehen, sich anpassen und auch den durch die Menschen in Gang gesetzten Entwicklungen in der Kulturlandschaft widerstehen bzw. Änderungen der Umwelt überleben.

b) Zu den eben genannten Voraussetzungen der Erhaltung von Arten kommt als weitere Aufgabe dazu, Entwicklungen in der Umwelt zu verhindern, die ganz allgemein lebensfeindlich sind und Leben vernichten. An sie können Anpassungen entweder grundsätzlich nicht erwartet werden oder sich in der kurzen Zeit des Ablaufens solcher Eingriffe und Veränderungen nicht entwickeln. Dies gilt ganz allgemein z.B. für Giftbelastung, aber auch für Biotopänderungen, insbesondere die Vernichtung naturnaher Landschaftselemente im großen Stil.

c) Die Wirkung der vom Menschen und seiner Technik verursachten Veränderungen sind also räumlich und zeitlich so zu steuern, daß Anpassungsvorgänge möglich sind. Das bedeutet z.B., daß großflächig Rückzugsräume nicht restlos und auf einen Schlag vernichtet werden dürfen. Wir müssen den Arten die Chance der Anpassung geben.

2 Rechtsgrundlage

Die Rechtsgrundlagen der Ziele des Artenschutzes sind in der Regel kaum überschaubar, weil sie sehr vielfältig und zersplittert sind. Für den in diesem Buch behandelten Gebietsausschnitt Mitteleuropas gelten die Gesetze verschiedener Staaten auf der Grundlage unterschiedlicher Verfassungen. Im übernationalen Bereich sind mehrere Abkommen und Empfehlungen vorgeschlagen bzw. in Kraft, die eine gewisse Vereinheitlichung bewirken sollen.

Beispiele:
Washingtoner Abkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen vom 3.3.1973.
Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel von internationaler Bedeutung vom 2.2.1971 (»Ramsar-Konvention«).
Richtlinien des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten.
Bonner Abkommen zum Schutz wandernder Tierarten vom Juni 1980.

Aber auch auf einem Staatsgebiet ist die gesetzliche Grundlage des Artenschutzes eine äußerst komplizierte Angelegenheit. Im Bereich der Bundesrepublik Deutschland haben Bund und Länder Gesetzgebungskompetenzen für den Naturschutz. Bundesgesetze geben die Rahmenvorschiften ab für Naturschutz, Jagd, Landschaftspflege, Raumordnung, Wasserhaushalt usw.
Wichtige Bundesgesetze sind z.B.:
Bundesnaturschutzgesetz vom 20.12.1976
Bundesjagdgesetz in der Bekanntmachung der Neufassung vom 29.9.1976
Bundeswaldgesetz vom 2.5.1975
Flurbereinigungsgesetz in der Neufassung vom 16.3.1976
Bundesraumordnungsgesetz vom 8.4.1965 in der Fassung vom 10.8.1976
Bundesbaugesetz in der Bekanntmachung der Neufassung vom 18.8.1976
Bundesfernstraßengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 1.10.1974
Waschmittelgesetz vom 28.8.1975
Abwasserabgabengesetz vom 13.9.1976
Abfallbeseitigungsgesetz in der Bekanntmachung der Neufassung vom 5.1.1977
Altölgesetz vom 23.12.1978
Pflanzenschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 2.10.1975
Düngemittelgesetz vom 14.8.1962
DDT-Gesetz vom 7.8.1972
Atomgesetz in der Bekanntmachung der Neufassung vom 31.10.1976
Energiesicherungsgesetz vom 20.12.1974

Alle diese Gesetze und noch einige mehr sowie die darauf basierenden Verordnungen (z.B. Artenschutzverordnung) tangieren mehr oder minder stark die Belange des Arten- und Naturschutzes. Am wichtigsten sind natürlich Bundesnaturschutzgesetz, Bundeswaldgesetz und Bundesjagdgesetz.

Die Ländergesetze ergänzen die entsprechenden Bundesgesetze, so z.B. als Landesnaturschutzgesetz, Landeswaldgesetz, Landesjagdgesetz, aber auch Landesplanungsgesetz. Auch hier sind spezielle Verordnungen zu erlassen. Besonders wichtig sind die Artenschutzverordnungen.

Die Gesetzgebung ist aber nicht abgeschlossen, sondern teilweise noch im Fluß. Insbesondere läßt eine Reihe spezieller und dringend notwendiger Verordnungen auf

Grund der erlassenen Gesetze noch auf sich warten, denn der Teufel steckt auch hier sehr oft im Detail. Außerdem ist immer zu erwarten, daß von Interessengruppen Änderungen bestehender Gesetze gefordert werden (für den Naturschutz s. unten).

3 Der Vollzug

Der Vollzug des Naturschutzes ist verschiedenen Behörden und Einrichtungen zugeteilt. In der Bundesrepublik Deutschland ist der Naturschutz zunächst einmal in den Behörden der allgemeinen Verwaltung verankert, auf Bundesebene im Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Das Bundesministerium des Inneren ist für den technischen Umweltschutz zuständig. Auf der Ebene der Länder ist der Naturschutz ebenfalls häufig den Ministerien für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten zugeteilt; in Bayern gibt es aber z.B. ein eigenes Ministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. Wie in der Bundesregierung sind auch in den Landesregierungen wichtige Belange des Naturschutzes auf verschiedene Ressorts verteilt. Die Bezirksregierungen der Länder stellen die höheren Behörden des Naturschutzes dar, die Landkreise oder entsprechende Verwaltungsbehörden die Untere Naturschutzbehörde.

Daneben stehen den Aufgaben des Naturschutzes Fachbehörden zur Verfügung. In der Bundesrepublik Deutschland ist in erster Linie die Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg, zu nennen. In den Ländern gibt es Landesanstalten oder Landesämter für Umweltschutz mit verschiedenen Abteilungen, die z.T. auch Forschungen unternehmen. Die ehemaligen Staatlichen Vogelschutzwarten sind teilweise heute diesen Anstalten angegliedert als Fachreferate für die speziellen Belange des Vogelschutzes als Teil des Naturschutzes.

Zu erwähnen sind:

Baden-Württemberg: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg in Karlsruhe, in die auch die ehemalige Staatliche Vogelschutzwarte für Baden-Württemberg in Ludwigsburg eingegliedert ist.

Bayern: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz in München; Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau in München, der das Institut für Vogelkunde in Garmisch-Partenkirchen (mit Außenstelle Triesdorf/Mittelfranken) zugeordnet ist.

Berlin: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege.

Bremen: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege der Freien Hansestadt Bremen.

Hamburg: Naturschutzamt der Freien und Hansestadt Hamburg.

Hessen: Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden; Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Saarland und Rheinland-Pfalz in Frankfurt.

Niedersachsen: Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Naturschutz, Landschaftspflege, Vogelschutz –, Hannover.

Nordrhein-Westfalen: Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen in Düsseldorf (angegliedert ehemalige Staatliche Vogelschutzwarte für Nordrhein-Westfalen in Essen).

Rheinland-Pfalz: Landesamt für Umweltschutz Rheinland-Pfalz in Oppenheim.

Saarland: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege im Saarland in Saarbrücken.

Schleswig-Holstein: Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein in Kiel; Staatliche Vogelschutzwarte an der Universität in Kiel.

Für den Seevogelschutz zuständig ist das Institut für Vogelforschung in Wilhelmshaven.

Neben den Behörden und Facheinrichtungen der Öffentlichen Hand ist die Beteiligung von Bürgern und Verbänden ein wichtiger, in manchen Punkten leider immer noch der wesentlichste Bestandteil des Vollzugs von Naturschutzbestimmungen. Die wichtigsten Verbände für die Belange des Vogelschutzes sind:

Bund für Umwelt- und Naturschutz e.V. (BUND), Godesbergstr. 17, 5300 Bonn.

Arbeitsgemeinschaft deutscher Beauftragter für Naturschutz und Landschaftspflege e.V. (ABN), Heerstraße 110, 5300 Bonn-Bad Godesberg 1.

Deutsche Ornithologen-Gesellschaft (DO-G), Senckenberganlage 25, 6000 Frankfurt/Main.

Internationaler Rat für Vogelschutz, Deutsche Sektion, Bauernstr. 14, 3302 Cremlingen 1.

WWF Deutschland, Bockenheimer Anlage 38, 6000 Frankfurt 1.

Zoologische Gesellschaft von 1858 e.V., Alfred-Brehm-Platz 16, 6000 Frankfurt/Main.

Deutscher Bund für Vogelschutz, Achalmstr. 33, 7014 Kornwestheim (mit Landesverbänden).

Landesbund für Vogelschutz in Bayern, Christoph-Sturm-Str. 22, 8543 Hilpoltstein.

Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA), Auf der Horst 14, 4400 Münster.

Die meisten regionalen Vereinigungen für Ornithologie und Vogelschutz sind diesem Dachverband angeschlossen.

Weitere Adressen sind zu finden in der Broschüre des Umweltbundesamtes Berlin »Bürger im Umweltschutz«, überarbeitete 4. Auflage, Berlin 1979.

Einige Beispiele für Organisationen des mitteleuropäischen Auslandes:

Belgien: Ligue Belge pour la Protection des Oisaux, 14 Durendijdlei, B-2130 Braschaat; Aves, Societé d' Ètudes Ornithologiques, rue de la Cambre 16, bte 2 – B 1200 Bruxelles.

Niederlande: Nederlandse Ornithologische Unie (NOU), Sylvalaan 12, NL 6816 B – Arnhem.

Österreich: Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde, Burgring 7, A-1010 Wien.

Schweiz: Ala, Schweizerische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz, Im Dentschen 19, CH 4207 Bretzwil; Schweizer Bund für Naturschutz (SBN), Postfach 73, CH 4020 Basel; Nos Oiseaux, CH-1446 Baulmes.

4 Erfolgskontrolle

Dieser wichtige Aspekt ist bisher im Naturschutzvollzug meist vernachlässigt oder falsch dargestellt worden, so daß man geradezu von einer Täuschung der Öffentlichkeit sprechen kann. Als Erfolgsmeldungen werden nämlich üblicherweise die Erledigung bestimmter Programmpunkte benützt. Die Zahl der errichteten Naturschutzgebiete, Umfang und Zahl von Rechtsvorschriften oder Menge der Mitglieder von Verbänden, Zahl und Umfang der Veranstaltungen usw. sind keine Erfolgskriterien. Der Erfolg im Naturschutz kann vielmehr nur daran gemessen werden, in welchem Umfang die gesteckten Ziele erreicht worden sind. Kriterien dafür können z.B. sein:

a) Anteil der gefährdeten Arten innerhalb höherer systematischer Kategorien;
b) Zustand und Sicherung der ausgewiesenen Schutzgebiete;
c) Flächenanteile naturnaher Landschaftselemente in einem größeren Raum;
d) Bestandsdynamik oder Verbreitung ausgewählter Arten;
e) Artenreichtum, Häufigkeitsverhältnisse usw. innerhalb von Artengesellschaften, Faunen usw.

5 Einige Gründe für Mißerfolge des Naturschutzes – Vollzugsdefizit

Trotz einer Fülle von Rechtsvorschriften und eines (scheinbar!) sehr umfangreichen und systematisch gegliederten öffentlichen Naturschutzes sowie eines breit gestreuten privaten Engagements sind in der Kulturlandschaft Mitteleuropas Mißerfolge des Naturschutzes geradezu vorprogrammiert. Diese sehr negative Tendenz ist nicht nur dadurch bedingt, daß die Versäumnisse früherer Jahrzehnte nun aufgearbeitet werden müssen und z.T. nicht mehr gutzumachen sind. Sie liegt vielmehr in einem immer noch viel zu geringen Stellenwert des Naturschutzes in der gegenwärtigen Gesellschaft, wobei nicht nur Mangel an Bereitschaft, sondern auch groß angelegte Mißverständnisse die Naturschutzarbeit erschweren.

Der Vollzugsdefizit im Naturschutz, ein weites Feld, das fast alle Bereiche des politischen und gesellschaftlichen Lebens umfaßt, hat u.a. folgende Gründe:

a) *Ungenügende Rechtsvorschriften:* Bestehende Gesetze für den Arten- und Naturschutz sind an entscheidenden Punkten unzureichend. Dies gilt z.B. für das Bundesnaturschutzgesetz der Bundesrepublik Deutschland und den darauf aufbauenden Ländergesetzen. Alle diese Gesetze haben die sogenannte Freistellungsklausel für Land- und Forstwirtschaft, die besagt, daß »ordnungsgemäße« Land- und Forstwirtschaft auch in Naturschutzgebieten durchgeführt werden kann und keinen Gegensatz zum Naturschutz darstellt. Weiterhin haben ökologisch sehr problematische Begriffe, wie »Stabilität« »biologisches Gleichgewicht«, aber auch praktische Schlagworte, wie »Landschaftspflege«, Eingang in Gesetzeswerke gefunden, ohne daß ihnen eine klare Definition zugrunde gelegt worden ist. Eine falsche juristische und dann im Vollzug praktische Auslegung schadet den Bestrebungen des Naturschutzes mitunter ganz erheblich. Ganz allgemein ist festzustellen, daß moderne wissenschaftliche Erkenntnisse zur Voraussetzung des Artenschutzes nicht oder nur sehr unvollkommen Eingang in Rechtsvorschriften gefunden haben.

b) *Finanzdefizit:* In allen öffentlichen Haushalten ist der Naturschutz im Vergleich zu anderen staatlichen Aufgaben unterrepräsentiert. Selbst rein kulturelle Sachgebiete, wie Denkmalpflege, Kulturförderung, Bildungswesen usw., sind wesentlich besser mit Geldern ausgestattet.

c) *Personaldefizit:* Quantitatives Personaldefizit ist eine unmittelbare Folge des Finanzdefizits. Innerhalb der Naturschutzbehörden sind die entsprechenden Referate unterbesetzt. Im Gegensatz zu anderen Sachgebieten verfügen in der Bundesrepublik Deutschland die Unteren Behörden (Kreise) in den meisten Fällen nicht einmal über einen einzigen hauptamtlichen Mitarbeiter des höheren Dienstes mit der alleinigen Dienstaufgabe Naturschutz und Landschaftspflege, der in anderen Fachverwaltungen (z.B. Landwirtschaft, Forst, Flurbereinigung, Straßenbau) ein absolutes Minimum ist. Hinzu kommt ein qualitatives Defizit, denn die meisten Verwaltungsbehörden mit Naturschutzaufgaben verfügen nur über Kräfte, die nicht speziell für den Arten- und Biotopschutz ausgebildet sind. Dies gilt für mittleren, gehobenen und höheren Dienst gleichermaßen.

d) *Bildungs- und Forschungsdefizit:* Aus den vorstehenden Punkten ergibt sich ein ganz allgemeines Bildungsdefizit der mitteleuropäischen Industriegesellschaft auf dem Gebiet des Arten- und Biotopschutzes. Dies beginnt bei unzureichendem Biologieunterricht in den Schulen. Auch an den Hochschulen findet in Forschung und Lehre Naturschutz häufig ein nur geduldetes Randdasein. Somit sind auf allen Bildungsebenen Grundlagenkenntnisse hauptsächlich auf private Forschungs- und Bildungsinitiative und nebenberuflichen, z.T. autodidaktischen Wissenserwerb angewiesen.

e) Die Folge ist ganz allgemein ein politisches und gesellschaftliches Defizit des Natur-

schutzes. Naturschutz hat in politischen Erwägungen hintanzustehen, er verschafft seinen Verfechtern einen niedrigen Sozialstatus, bestenfalls den Status eines ganz interessanten Außenseiters. *Naturschutzresignation* ist die Folge.

f) Begreift man Naturschutz als eine legitime Form der Landnutzung, so tritt er in *Konkurrenz mit anderen Nutzungsformen*. In dieser Konkurrenz sieht sich der Naturschutz in der Regel mehreren Nutzungsansprüchen gegenüber, die zwar unterschiedliche Schwerpunkte setzen, doch gemeinschaftlich gegen Naturschutzansprüche stehen. So gerät Naturschutz nicht nur wegen seiner unzureichenden Situation ins Hintertreffen, sondern auch als Folge zahlenmäßiger Unterlegenheit im Konkurrenzsystem.

g) Die eben skizzierte Situation wird jedoch in der Regel falsch interpretiert und zu *polemischen Feindbildern* mißbraucht, die dem Naturschutz zusätzliche Probleme schaffen. Konkurrenz zwischen Naturschutz und anderen Nutzungsansprüchen heißt nicht »Rundumschlag« gegen alle Ansprüche der Landnutzung, sondern Vollzug einer Abwägung zwischen Naturschutz und konkurrierenden Nutzungsforderungen. Für die Praxis bieten sich dabei zahlreiche grundsätzliche Möglichkeiten für den konkreten Fall an, z.B.

- Abwägung, welche Nutzungsinteressen an einem bestimmten Platz Vorrang haben sollen,
- Abstimmung der jeweiligen vorrangigen Nutzungen in größerem Rahmen bzw. Entscheidungen über den lokalen oder regionalen Rahmen hinaus (Wo hat welche Nutzung den Vorrang?),
- Zeitliche Abstimmung verschiedener Nutzungsinteressen an einem Ort (z.B. Badebebetrieb, Betretungsverbote usw.)
- Quantitative Abstimmung konkurrierender Nutzung am Ort (z.B. Festlegung von Grenzkapazitäten des Besucherstromes, der land- oder forstwirtschaftlichen Bodennutzung usw.).

Eine auch für den Naturschutz sinnvolle Abwägung von Standorten, Raumbelastungen, Zeitmustern der Nutzung, Kapazitätsgrenzen usw. setzt aber eine befriedigende Lösung der Punkte a bis f voraus.

6 Schwerpunkte einer Strategie der Erhaltung von Lebensraum

Artenschutz kann ohne Lebensraumschutz nicht sinnvoll durchgeführt werden. Also ist bei der Sicherstellung von Lebensraum anzusetzen. Dies bedeutet zunächst eine *Erweiterung der Fläche der Naturschutzgebiete*. Fachleute sind sich darin einig, daß die gesamte Naturschutzgebietsfläche etwa 3% der Landesfläche außerhalb des Waldes umfassen muß. Dies muß erreicht werden durch Erweiterung und Abrundung bestehender Naturschutzgebiete, die vielfach zu klein sind, aber auch durch Ausweisung möglichst großer neuer Naturschutzgebiete. Neben großflächigen Naturschutzgebieten haben auch kleine Schutzgebiete ihre Bedeutung bis herunter zur Größe flächenhafter Naturdenkmäler von wenigen Hektar. Diese kleinen Schutzgebiete können größere ergänzen im Sinne eines Verbundsystems.

Naturschutzflächen können z.B. dadurch gewonnen werden, daß Flächen, die im Besitz des Staates oder von Gesellschaften des öffentlichen Rechtes sind, privaten Flächenbesitzern als Tauschflächen zur Verfügung gestellt werden, um wertvolle Biotope als Naturschutzflächen sichern zu können. Auch auf Staatsflächen können natürlich durch entsprechende Gestaltungsmaßnehmen oder Nutzungsbegrenzungen die Voraussetzungen für wertvolle Biotope und damit Schutzflächen geschaffen werden. Ein weiterer Punkt ist die Tatsache, daß Abgrabungsflächen als Naturschutzgebiete bisher nur in seltenen Fällen weiter genutzt wurden.

Voraussetzung für Biotopgestaltung kann aber auch von privater Seite erfolgen, wenn z.B. auf Flächen in Privatbesitz wichtige Landschaftselemente wie Kleingewässer, Hekken, Naturwiesen ohne Düngung belassen oder neu geschaffen werden.

Einer planmäßigen Anlage von Naturschutzgebieten hat die Ermittlung schützenswerter Biotope, also eine *Biotopkartierung*, vorauszugehen. Es hat aber wenig Sinn, Biotopkartierungen, wie sie bisher in einigen Gebieten der Bundesrepublik durchgeführt wurden, in den Schubläden verschwinden zu lassen. Der Biotopkartierung muß der Vollzug der Ausweisung von Naturschutzgebieten oder zumindest von Tabuzonen für weitere Landnutzung folgen. Bisher ist auch nur in ganz geringen Ansätzen versucht worden, durch den Bestand und die Verbreitung schützenswerter Arten die Notwendigkeit eines Netzes von Naturschutzgebieten auszuweisen. Wir wissen für viele Gebiete und Artengruppen nicht, bei wieviel Prozent der bedrohten Arten durch Schutzgebiete Lebensraum zumindest rechtlich gesichert ist.

Bestehende Schutzgebiete müssen weiterhin betreut werden. Hierfür gibt es Modelle, z.B. die Betreuung von Seevogelschutzgebieten durch Vereine. Dieses Modell könnte ausgeweitet werden. Betreuung bedeutet dabei nicht nur praktische Überwachung, sondern auch wissenschaftliche Forschung. Eine solche Betreuung könnte in regelrechten Betreuungsverträgen zwischen öffentlicher Hand und Trägergemeinschaften erfolgen.

Auch Umwandlung bestehender Nutzung oder *Änderung der Nutzungsformen* könnte wertvolle Biotope schaffen. Dies gilt nicht nur für landwirtschaftliche Flächen, sondern z.B. auch für Gärten. Nach den Erhebungen der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz machen die Gartenflächen der Bundesrepublik etwa die Größe von Schleswig-Holstein aus. Für den Fortbestand vieler Arten könnte es daher durchaus entscheidend werden, welche Pflanzenarten in den Gärten vorherrschen und ob dort die Vielzahl der sterilen Rasenflächen sinnvoll begrenzt und in Wildkräuterwiesen ohne Düngung und ohne Herbizideinsatz überführt werden kann. Natürlich spielen in diesem Zusammenhang auch Versuche des alternativen Landbaus eine Rolle.

Lebensraumschutz bedeutet aber auch, Zahl und Umfang der *Eingriffe in die Landschaft kritischer als bisher zu überprüfen*. Eine solche Überprüfung schließt auch Umverteilungen von Finanzmitteln bzw. Verringerungen von Beträgen für sogenannte Erschließungen mit ein.

Einen wirksameren und konsequenteren Vollzug vorhandener Gesetze zum Schutze der Natur sehen viele auch darin, das *Klagerecht* für anerkannte Verbände einzuführen. Dieses wichtige Einspruchsrecht ist immer noch Gegenstand heftiger Diskussionen.

Ein Abbau der in Abschnitt 5 genannten Defizite wird sich vor allem im Zeitalter zunehmender wirtschaftlicher Probleme kaum rasch durchführen lassen. Ein Ansatzpunkt, auf den bisher die öffentliche Hand schon immer zurückgriff, ist die *Informations- und Forschungsarbeit der Verbände*. Die faunistische Forschung und die Aufarbeitung der Informationen für die Planung und als Entscheidungshilfe für die Behörden wird nach wie vor eine wichtige Voraussetzung für den Artenschutz sein. Dabei tritt die Erhebung des Istbestandes zunächst in den Vordergrund, auf deren Basis auch Prognosen abgegeben werden können. Die Frage, ob sich ökologische Modelle in die Praxis umsetzen lassen, ist dagegen nicht so vordringlich, zumal sich bisher gezeigt hat, daß aktuelle Lösungen meist nicht exakt den theoretischen Vorstellungen der Ökologen entsprechen. Die Auseinandersetzung mit den Grundproblemen moderner Ökologie hilft aber der Versachlichung von Diskussionen und trägt dazu bei, die Einzelprobleme in größerem Zusammenhang zu sehen. Es müssen also nicht immer ausgewachsene Ökologen sein, die den Vollzugsbehörden als Partner zur Verfügung stehen. Zuallererst sind hervorragende Praktiker wichtig.

Literaturverzeichnis

ABRAHAMSEN, J., F.J. KROESEN & S.T. TJALLINGII (1974): Dollard – portret van een landschap. Harlingen.
ADLER, C. (1979): Ergebnisse 6jähriger Siedlungsdichte-Untersuchungen in einem Perlgras-Rotbuchenwald (Melico-Fagetum) des Deisters (Niedersachsen). Proc. VI Int. Conf. Bird Census Work Göttingen: 114–119.
ALATALO, R.V. & R.H. (1980): Seasonal variation in evenness in forest bird communities. Ornis scand. 11: 217–222.
ALLEYN, W.F. u.a. (1970): Avifauna van Midden-Nederland. Assen.
ALPERS, R. (1971): Das Vorkommen des Kolkraben *(Corvus corax)* im Kreis Uelzen nach dem 2. Weltkrieg. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 3: 65–70.
AMBERG, R. (1953): Das Wauwilermoos als frühes Heim der Vogelwelt. Orn. Beob. 50: 101–131.
ANDERS, K. (1979): Zur Vogelwelt des Tiergartens. Orn. Ber. Berlin (West) 4: 3–62.
ANTONIAZZA, M. & R. LEVÊQUE (1977): La Mésange à moustaches *(Panurus biarmicus)*, une nouvelle espèce nicheuse de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 34: 93–110.
ARIAGNO, D. (1980): Les dortoirs urbains d' Etourneaux sansonnets *(Sturnus vulgaris)* dans la région lyonnaise. Bièvre 2: 107–116.
AUSTIN, O.L. (1971): Families of birds. New York, Golden Press.
AUWECK, F.A. (1978): Kartierung von Kleinstrukturen in der Kulturlandschaft. Natur u. Landschaft 53: 84–89.
BAIRLEIN, F. (1976): Zur Vogelwelt des unteren Lechtals. Ber. Naturw. Ver. Schwaben 80: 2–31.
– (1981): Ökosystemanalyse der Rastplätze von Zugvögeln: Beschreibung und Deutung des Verteilungsmusters von ziehenden Kleinvögeln in verschiedenen Biotopen der Stationen des »Mettnau-Reit-Illmitz-Programmes«. Ökologie d. Vögel 3: 7–137.
– P. BERTHOLD, U. QUERNER & R. SCHLENKER (1980): Die Brutbiologie der Grasmücken *Sylvia atricapilla*, *borin*, *communis* und *curruca* in Mittel- und N-Europa. J. Orn. 121: 325–369.
– & G. ZINK (1979): Der Bestand des Weißstorchs in Südwestdeutschland: eine Analyse der Bestandsentwicklung. J. Orn. 120: 1–11.
BALEN, J.H. van (1980): Population fluctuations of the great tit and feeding conditions in winter. Ardea 68: 143–164.
BANDORF, H. (1970): Der Zwergtaucher. Neue Brehm-Bücherei Nr. 430. Wittenberg-Lutherstadt.
BANSE, G. (1979): Bestandsaufnahme der Sommervögel des Westfriedhofs – Beitrag zur Stadtavifauna Münchens. Garmischer vogelkdl. Ber. 5: 8–20.
– (1980): Die Vogelwelt als Beitrag zur Landschaftsinformation. Garmischer vogelkdl. Ber. 8: 1–6.
BARNICKEL, W., P. BECK u.a. (1976–1979): Die Vogelwelt des Coburger Landes. Jb. Coburger Landesstiftung, 4 Teile.
BATTEN, L.A. (1972a): Bird population changes for the years 1970–71. Bird Study 19: 241–248.
– (1972b): Breeding bird species diversity in relation to increasing urbanisation. Bird Study 19: 157–166.
BAUER, G. (1973): Die Bedeutung künstlicher Wasserflächen für den Naturschutz. Natur u. Landschaft 48: 280–284.
BAUER, H.J. & D. GALONSKE (1975): Rekultivierungsmöglichkeiten zur Biotopgestaltung auf Abgrabungsflächen. Schr. R. Landschaftspfl. Naturschutz 12: 33–40.
BAUER, K. (1952): Arealveränderungen und Bestandsschwankungen bei österreichischen Vögeln. Bonn. zool. Beitr. 3: 31–40.

– H. FREUNDL & R. LUGITSCH (1955): Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersee-Gebietes. Wiss. Arb. Burgenland 7: 1–123.
BAUER, W. & E. DISTER (1980): Fischteiche als Eingriffe in Tallandschaften. Vogel u. Umwelt 1: 70–72.
– & W. KEIL (1972): Kiesgruben – Trittsteine an den Zugstraßen der Wasservögel. report (Lahn/Waschkies) H. 3.
BECKER, L. (1978): Habicht und Sperber in der Oberlausitz. Abh. Ber. Naturkdemus. Görlitz 52: Nr. 5.
BECKER, P. (1975): Erster Brutnachweis des Seidensängers, *Cettia cetti* (Temm.), für Deutschland. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 7: 73–76.
BECKER, P.H. & A. SCHUSTER (1980): Vergleich der Verölung von Vögeln nach Arten, Jahren und räumlicher Verteilung an der deutschen Nordseeküste in den Jahren 1972 und 1974–1980. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 20: 55–61.
BECKMANN, B., & H. FRÖHLICH (1976): Quantitative Untersuchungen der Avifauna von zwei unterschiedlichen Dörfern im Münsterland. Natur u. Heimat 27: 82–88.
BEHRENS, H. (1980a): Die Brutvorkommen der Limikolen in Hessen 1977 und 1978. Vogel u. Umwelt 1: 78–84.
– (1980b): Schlagschwirl – *Locustella fluviatilis* – brütet am Oberrhein. Vogel u. Umwelt 1: 89–90.
BEICHE, S. (1967): Die Vogelbesiedlung eines chemischen Werkes in Osternienburg. Apus 1: 126–135.
BEICHLE, U. (1980): Siedlungsdichte, Jagdreviere und Jagdweise des Turmfalken *(Falco tinnunculus)* im Stadtgebiet von Kiel. Corax 8: 1–12.
BEIER, J. (1981): Untersuchungen an Drossel- und Teichrohrsänger *(Acrocephalus arundinaceus, A. scirpaceus)*: Bestandsentwicklung, Brutbiologie, Ökologie. J. Orn. 122: 209–230.
BEIJERSBERGEN, J. & R.B. (1976): Enkele gegevens over de Broedvogels van de Hompelvoet naar aanleiding van de afdaming van het Brouwers havense Gat 1968–1975. Limosa 49: 123–136.
BEINTEMA, A.J. (1975): Biotopgestaltung für Wiesenvögel. Schr. R. Landschaftspfl. u. Naturschutz 12: 121–126.
BEITZ, W. (1966): Die Vögel des Malliner Sees und seiner Umgebung. Natur u. Naturschutz Mecklenburg 4: 7–85.
– (1972): Die Siedlungsdichte der Vögel in einem Seengebiet. Orn. Rundbrief Mecklenburg 13: 30–37.
BEKLOVÁ, M. (1976): Contribution to the characteristics of population dynamics of certain hemisynanthropic species of birds in Czechoslovakia. Zool. Listy 25: 147–155.
BENOIT, F. (1981): La distribution du Faucon hobereau, *Falco subbuteo*, en Suisse. Nos Oiseaux 36: 21–24.
BERCK, K.H. & H. WEIDER (1963): Zug- und Brutvögel im Wetterauer Braunkohleabbaugebiet. Luscinia 36: 20–29.
BERG, J. van den, u.a. (1980): Stootvogeltellingen in Nederland in de Winter 1979/80. Vogeljaar 28: 228–236.
BERGHAUSEN, W., O.v. FRANKENBERG & E. HERRLINGER (1981): Die Situation der Wiedereinbürgerung des Uhus in der Bundesrepublik Deutschland. Natur u. Landschaft 56: 124–126.
BERGMANN, H.-H. (1974): Zur Phänologie und Ökologie des Straßentods der Vögel. Vogelwelt 95: 1–21.
– S. KLAUS, F. MÜLLER & J. WIESNER (1978): Das Haselhuhn. Neue Brehm-Bücherei 77, Wittenberg.
BERG-SCHLOSSER, G. (1968): Die Vögel Hessens. Ergänzungsband. Frankfurt.
BERNDT, R. (1949): Zwölf Jahre Kontrolle des Höhlenbrüterbestandes eines nordwestsächsischen Parkes. Beitr. Vogelkde. 1: 1–53.
– (1965): Tierwelt. Der Landkreis Braunschweig 22: 101–111.
– & M. FRANTZEN (1974): Katastrophaler Rückgang der Rohrsänger bei Braunschweig. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 14: 48–54.
– M. FRANTZEN & H. RINGLEBEN (1974): Die in Niedersachsen gefährdeten Vogelarten (»Rote Liste« – Stand 1.1.1974). Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 6: 1–8.

– H. HECKENROTH & W. WINKEL (1975): Vorschlag zur Einstufung regional wertvoller Vogelbrutgebiete. Vogelwelt 96: 224–226.
– H. HECKENROTH & W. WINKEL (1978): Zur Bewertung von Vogelbrutgebieten. Vogelwelt 99: 222–226.
– H. HECKENROTH & W. WINKEL (1979): Kriterienvorschlag für »Feuchtgebiete nationaler Bedeutung«, speziell als Rastplätze von Wasser- und Watvögeln, in der Bundesrepublik Deutschland. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 19: 57–62.
– & M. HENSS (1967): Die Kohlmeise, *Parus major*, als Invasionsvogel. Vogelwarte 24: 17–37.
– & F. KNOLLE (1960): Zur Brutverbreitung und Bestandsentwicklung der Saatkrähe *(Corvus f. frugilegus L.)* im südöstlichen Niedersachsen während der letzten hundert Jahre. Beitr. Naturkde. Niedersachsen 13: 93–100.
– & F. KNOLLE (1963): Brutvorkommen und Bestandsentwicklung des Graureihers im Braunschweiger Land während der letzten hundert Jahre. Beitr. Naturkde. Niedersachsen 16: 61–66.
– & W. WINKEL (1974): Ökoschema, Rivalität und Dismigration als ökologische Dispersionsfaktoren. J. Orn. 115: 398–417.
– & W. WINKEL (1976): Vogelwelt und Jagd. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 16: 82–88.
– & W. WINKEL (1977): Glossar für Ornitho-Ökologie. Vogelwelt 98: 161–192.
– & W. WINKEL (1978): Zur Definition der Begriffe Biotop, Zootop, Ornitop, Ökoschema, Monoplex, Habitat. Vogelwelt 99: 141–146.
– & W. WINKEL (1980): Nimmt auch der Bestand des Feldsperlings *(Passer montanus)* großräumig ab? Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 20: 79–83.
BERNDT, R.K. (1980): Bestand und Bestandsentwicklung von Silber-, Sturm- und Lachmöwe *(Larus argentatus, canus* und *ridibundus)* in der Seenplatte des östlichen Hügellandes (Schleswig-Holstein) 1970–1979. Corax 8: 131–149.
– & D. DRENCKHAHN (1974): Vogelwelt Schleswig-Holsteins. 1. Band: Seetaucher bis Flamingo. Kiel.
– & R. SCHLENKER (1974): Zum Vorkommen des Rohrschwirls *(Locustella luscinoides)* in Schleswig-Holstein und Hamburg. Vogelwelt 95: 95–101.
BERTHOLD, P. (1973): Über starken Rückgang der Dorngrasmücke *Sylvia communis* und anderer Singvogelarten im westlichen Europa. J. Orn. 114: 348–360.
– (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. J. Orn. 117: 1–69.
– E. BEZZEL & G. THIELCKE (1980): Praktische Vogelkunde. 2. Aufl. Greven.
– & U. QUERNER (1979): Über Bestandsentwicklung und Fluktuationsrate von Kleinvogelpopulationen: Fünfjährige Untersuchungen in Mitteleurpa. Orn. fennica 56: 110–123.
BEZZEL, E. (1963): Eine Überwinterungstradition der Schnatterente *(Anas strepera)* in Südbayern. Orn. Mitt. 15: 27–29.
– (1970): Verbreitung und Durchzug des Bläßhuhns *(Fulica atra)* in Bayern. Anz. orn. Ges. Bayern 9: 226–234.
– (1974 a): Zur Verbreitung und Biotopwahl des Alpenbirkenzeisigs *(Carduelis flammea cabaret)* am deutschen Nordalpenrand. Anz. orn. Ges. Bayern 13: 157–170.
– (1974 b): Untersuchungen zur Siedlungsdichte von Sommervögeln in Talböden der Bayerischen Alpen. Anz. orn. Ges. Bayern 13: 259–279.
– (1975 a): Wasservogelzählungen als Möglichkeit zur Ermittlung von Besiedlungstempo, Grenzkapazität und Belastbarkeit von Binnengewässern. Vogelwelt 96: 81–101.
– (1975 b): Vogelleben – Spiegel unserer Umwelt. Zürich.
– (1976): Vögel als Bewertungskriterien für Schutzgebiete – einige einfache Beispiele aus der Planungspraxis. Natur u. Landschaft 51: 73–78.
– (1977): Vorläufige Ergebnisse von Punkttaxierungen an Landvögeln des Walchenseegebiets im Winterhalbjahr. Garmischer vogelkdl. Ber. 3: 14–23.
– (1979 a): Arbeitskarten zu einem Brutvogelatlas Bayerns. Beispiel: Eisvogel *(Alcedo atthis)*. Garmischer vogelkdl. Ber. 5: 46–54.
– (1979 b): Allgemeine Veränderungstendenzen in der Avifauna der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. Vogelwelt 10: 8–23.

– (1980a): Vogelarten der Roten Liste – ein kritischer Situationsbericht. Schr. R. Naturschutz u. Landschaftspflege 12: 187–196.
– (1980b): Bilanzen im Artenspektrum der Brutvögel eines Erholungs- und Fremdenverkehrsgebietes der Nordalpen. Nationalpark Bayer. Wald, 3. Tagungsber. 111–117.
– (1980c): Beobachtungen zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel. Ber. Bayer. Akad. Naturschutz Landschaftspflege 4: 119–125.
– (1980d): Die Brutvögel Bayerns: Artenreichtum auf Rasterflächen. Garmischer vogeldkl. Ber. 8: 39–49.
– (1980e): Verstummen die Vögel? 2. Aufl. Bergisch-Gladbach.
– (1980f): Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnehmen. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 133–169.
– & F. Lechner (1976): Die Brutvögel des Erdinger Mooses. Garmischer vogelkdl. Ber. 1: 1–21.
– & F. Lechner (1978): Die Vögel des Werdenfelser Landes. Greven, Kilda-Verlag 243 S.
– F. Lechner & H. Ranftl (1980): Arbeitsatlas der Brutvögel Bayerns. Greven.
– & H. Ranftl (1973): Die bayerischen Alpen und ihr Vorland als Rückzugsgebiet bedrohter Vogelarten. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 13: 73–83.
– & H. Ranftl (1974): Vogelwelt und Landschaftsplanung. Tier u. Umwelt N.F. 11/12: 1–92.
– & J. Reichholf (1974): Die Diversität als Kriterium zur Bewertung der Reichhaltigkeit von Wasservogel-Lebensräumen. J. Orn. 115: 50–61.
– & H. Utschick (1979): Die Rasterkartierung von Sommervogelbeständen – Bedeutung und Grenzen. J. Orn. 120: 431–440.
Bijleveld, M. (1974): Birds of Prey in Europe. London.
Bijlsma, R. (1979): De ecologie van de Appelvink *Coccothraustes coccothraustes* op de Zuidwest-Veluwe, speciaal met betrekning tot de broedbiologie. Limosa 52: 53–71.
Bijlsma, R.G. (1980): De invloed van predatie op de broedresultaten van de Houtduif *Columba palumbus* op de Zuidwest-Veluwe. Limosa 53: 11–19.
Biol. Bundesanstalt (1978): Erhebungen über die von Säugetieren und Vögeln in der Bundesrepublik Deutschland an Kulturpflanzen verursachten Schäden. Mitt. Biol. Bundesanstalt Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem Nr. 186.
Biologische Station »Rieselfelder Münster« (1978): Erfolge des Biotop-Managements im Europareservat »Rieselfelder Münster«. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 18: 59–68.
Blab, J., E. Nowak & W. Trautmann (1977): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Greven.
Blana, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt. Beitr. Avifauna Rheinland H. 12.
– (1980): Rasterkartierung und Bestandsdichteerfassung von Brutvögeln als Grundlage für die Landschaftsplanung – ein Versuch beider Methoden im selben Untersuchungsgebiet. Proc. IV. Int. Conf. Bird Census Work Göttingen: 32–54.
– & E. (1974): Die Lebensräume unserer Vogelwelt. Biotopschlüssel für die Hand des Ornithologen. Beitr. Avifauna Rheinland 2: 1–35.
Blaszyk, P. (1969): Zum Brutvorkommen des Birkenzeisigs *(Carduelis flammea)* auf den ostfriesischen Inseln. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 1: 79–81.
– (1976): Naturschutzgebiete im Oldenburgerland. Oldenburg.
Bloesch, M. (1980): Drei Jahrzehnte Schweizerischer Storchenansiedlungsversuch *(Ciconia ciconia)* in Altreu 1948–1979. Orn. Beob. 77: 167–194.
Blok, A.A. & M. Roos (1977): Blauwe Reigercensus 1970–76. Vogeljaar 25: 205–223.
Blondel, J. (1969): Méthodes de dénombrement des populations d' oiseaux. In: Problemes d' écologie (Hrsg. H. Lamotte & F. Bourliere): 97–151.
– (1978): L' avifaune du Mont-Ventoux, essai de synthese biogeographique et écologique. Terre et Vie 32, Suppl. 1: 111–145.
– (1979): Biogéographie et écologie. Paris New York.
– & R. Huc (1978): Atlas des oiseaux nicheurs de France et biogéographie écologique. Alauda 41: 107–129.

Blume, H.-P., M. Horbert & H. Sukopp (1978): Zur Ökologie der Großstadt unter Berücksichtigung von Berlin (West). Schr. R. Dtsch. Rat f. Landespflege 30: 658–677.
Bonham, P.F. & J.C.M. Robertson (1975): The spread of Cettis Warbler in north-west Europe. Brit Birds 68: 393–408.
Bosselmann, J. (1978): Erstbesiedlung und Ausbreitung der Wacholderdrossel – *Turdus pilaris* – im Rheinland. Charadrius 14: 81–92.
– & K.-H. Christmann (1974): Die Vogelwelt im Raum Andernach – Mayen – Cochem. Beitr. Avifauna Rheinland 3: 1–119.
Bossenbroek, P. (1981): De roek in Limburg – overzicht van de vroegere en huidige stand. Vogeljaar 29: 23–26.
Bournaud, M. u.a. (1980): Influence des parametres physionomiques du milieu etang sur la distribution des oiseaux en periode de nidification. Bièvre 2: 25–47.
Bozhko, I.S. (1980): Der Karmingimpel. Neue Brehm-Bücherei 529. Wittenberg-Lutherstadt.
Braae, L. & K. Laursen (1980): Populationsindex for danske ynglefugle 1978–1979. Dansk. Orn. Foren. Tidsskr. 74: 141–145.
Braaksma, S. (1962): Voorkomen en levensgewoonten van de Kwartelkoning. Limosa 35: 230–259.
– & O. de Bruijn (1976): De Kerkuilstand in Nederland. Limosa 49: 135–187.
– & A. Timmerman (1969): De Avifauna van het Eems-Dollard-Gebiet. Limosa 42: 156–177.
Brandl, R. & K. Schmidtke (1980): Struktur der Wasservogelfauna des Rußweihergebietes bei Eschenbach/Opf. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 47–56.
Bräutigam, H. (1978): Vogelverluste auf einer Fernverkehrsstraße von 1974 bis 1977 in den Kreisen Altenburg und Geithain. Orn. Mitt. 30: 147–149.
Brehm, K. (1971): Seevogel-Schutzgebiet Hauke-Haien-Koog. Tier u. Umwelt 6/7; 52 S.
Bremer, P. (1980): Broedvogels van het Kuinderbos. Vogeljaar 28: 287–292.
Briesemeister, E. (1979): Nachtigallenzählung im Stadtkreis Magdeburg 1977. Apus 4: 113–119.
Brinkmann, M. (1939): Die Sandversatzgrube als neuer ornithologischer Lebensraum. Ber. Ver. schles. Orn. 24: 55–63.
– (1955): Der Vogelbestand eines Wiesenbruches mit Randholzung im südosnabrücker Flachland. Biol. Abh. 11.
Brocksieper, R. (Hrsg. 1979): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere. Schr. R. LÖLF Nordrh. Westf. 4.
Brombach, H. & H. Grieser (1977): Die Vogelwelt von Leverkusen. Beitr. Avifauna Rheinland 10: 1–160.
Bruch, A., H. Elvers, Ch. Pohl, D. Westphal & K. Witt (1978): Die Vögel in Berlin (West). Eine Übersicht. Orn. Ber. Berlin (West) 3, Sonderheft 286 S.
Bruderer, B. & J. Bühlmann (1979): Zum Brutbestand und Winterbestand der Lachmöwe *Larus ridibundus* in der Schweiz. Orn. Beob. 76: 215–225.
– & J. Muff (1979): Bestandsschwankungen schweizerischer Rauch- und Mehlschwalben, insbesondere im Zusammenhang mit der Schwalbenkatastrophe im Herbst 1974. Orn. Beob. 76: 229–234.
– & W. Thönen (1977): Rote Liste der gefährdeten und seltenen Vogelarten der Schweiz.Sempach.
Bruns, H. (1959): Siedlungsbiologische Untersuchungen in einförmigen Kiefernwäldern. Biol. Abh. 22–23: 1–52.
– (1981): Bestandsaufnahme und Beobachtungen an Schlafplätzen des Stars *(Sturnus vulgaris)*. Angew. Orn. 5: 233–248.
Buchwald, K. & W. Engelhardt (1978–1980): Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. Bd. 1: Die Umwelt des Menschen. – Bd. 2: Die Belastung der Umwelt – Bd. 3: Bewertung und Planung der Umwelt. München, BLV-Verlag.
Busche, G. (1975): Zur Siedlungsdichte und Ökologie von Sommervögeln in der Marsch Schleswig-Holsteins. Corax 5: 51–101.
– (1977): Zum Wintervorkommen von Greifvögeln im Westen Schleswig-Holsteins. Vogelwelt 98: 141–155.

– (1980): Vogelbestände des Wattenmeeres von Schleswig-Holstein. Vogelkdl. Bibliothek 10, Greven.

BUSCHMANN, J. & W. MÜLLER (1974): Ergebnis einer Bestandsaufnahme des Kiebitz *(Vanellus vanellus)* im Landkreis Dinslaken 1973. Charadrius 10: 3–7.

CARP, E. (1980): Directory of wetlands of international importance in the Western Palaearctic. Gland.

CATZEFLIS, F. (1979): Etude quantitative de l' avifaune de la pessiere jurassienne du Chalet a Roch, Vaud. Nos Oiseaux 35: 75–84.

CHABERT, B. & J.-L. REYMONET (1966): L' evolution des biotopes et de l' avifaune au marais des Echets (Ain) entre 1936 et 1965. Nos Oiseaux 28: 265–275.

CHANDLER, S., D. BYSTRAK & P.H. GEISSLER (1980): Techniques and results of nongame bird monitorning in North America. Proc. VI Int. Conf. Bird Census Work Göttingen: 82–91.

CHRISTEN, W. (1980): Entwicklung und Ökologie der Trielpopulation *Burhinus oedicnemus* im Elsaß. Orn. Beob. 77: 201–208.

CODY, M.L. (1974): Bird communities. Princeton, New Jersy.

– & J.M. DIAMOND (1975): Ecology and evolution of communities. Cambridge, Mass. & London.

CONRAD, B. (1974): Bestehen Zusammenhänge zwischen Bruterfolg der Dorngrasmücke *(Sylvia communis)* und ihrer gegenwärtigen Bestandsverminderung? Vogelwelt 95: 186–198.

– (1977): Die Giftbelastung der Vogelwelt Deutschlands. Vogelkdl. Bibliothek 5, Greven.

– & W. POLTZ (1976): Vogelschutz in Europa. Vogelkdl. Bibliothek 3, Greven.

CORDONNIER, P. (1976): Etude du cycle annuel des avifaunes par la methode des »points d' ecoute«. Alauda 44: 169–180.

CORTI, U.A. (1945): Die Vögel des Kantons Tessin. Bull. soc. Ticin. Sci. Nat. 39/40: 1–366.

– (1952): Die Vogelwelt der schweizerischen Nordalpenzone. Chur, 384 S.

– (1959): Die Brutvögel der deutschen und österreichischen Alpenzone. Chur.

CRAMP, S. (1978): Schicksal und Zukunft der Vögel Europas. Vogelkdl. Bibliothek 7, Greven.

– & W.G. TEAGLE (1952): The birds of inner London, 1900–1950. Brit. Birds 45: 433–456.

CREUTZ, G. (1964): Das Vorkommen der Blauracke in der DDR und ihr Rückgang in den letzten Jahrzehnten. Falke 11: 39–49.

– (1972): Veränderungen in der Vogelwelt. Abh. Ber. Naturkdemus. Görlitz 47, Nr. 2: 35–38.

– (1979): Die Entwicklung des Blaurackenbestandes in der DDR 1961 bis 1976. Falke 26: 222–230.

– (1980): Nachtigall, Sprosser und Blaukehlchen in der Oberlausitz. Abh. Ber. Naturkdemus. Görlitz 53/7.

– & R. SCHLEGEL (1961): Das Brutvorkommen des Graureihers in der DDR. Falke 8: 377–386.

CYR, A. & J. (1979): Welche Merkmale der Vegetation können einen Einfluß auf Vogelgemeinschaften haben? Vogelwelt 100: 165–181.

– & J. LARIVÉE (1980): Significance of data collected on birds in Quebec, Canada, by non-standardized methods. Proc. VI Int. Conf. Bird Census Work Göttingen: 66–76.

CZIKELI, H. (1976): Die Ausbreitung des Karmingimpels *(Carpodacus erythrinus)* in Österreich und seinen Nachbarländern. Egretta 19: 1–10.

DELMÉE, E., P. DACHY & P. SIMON (1978): Quinze années d' observations sur la reproduction d' une population forestiere de Chouettes Hulottes *(Strix aluco)*. Gerfaut 68: 590–650.

DEPPE, J.-J. (1977): Zur Geschichte des Brutvogelbestandes im ehemaligen Vogelschutzgebiet »Müritzhof«. Beitr. Vogelkde. 23: 177–187.

– (1980): Zur Entwicklung des Brutbestandes beim Wanderfalken *(Falco peregrinus)* im Gebiet der mecklenburgischen Seenplatte. Verh. naturwiss. Ver. Hamburg 23: 157–167.

– (1981): Zur Geschichte des Naturschutzgebietes »Ostufer der Müritz« in Mecklenburg. Vogelwelt 102: 1–15.

DHONT, A. & R. EYCKERMAN (1980): Competition and the regulation of numbers in great and blue tits. Ardea 68: 121–132.

DIERSCHKE, F. (1955): Die Abhängigkeit der Siedlungsdichte der Vögel von Umfang, Gestalt und Dichte kleinerer Wälder. Waldhygiene 1: 38–43.

– (1973): Die Sommervogelbestände nordwestdeutscher Kiefernforsten. Vogelwelt 94: 201–225.

– (1975): Die Sommervogelbestände in aufgelassenen Weinbergen bei Bad Mergentheim. Angew. Orn. 4: 187–192.
– (1976): Auswirkungen der Sturmschäden vom 13.11.1972 auf die Sommervogelbestände in Kiefernforsten der Lüneburger Heide. Vogelwelt 97: 1–15.
– & H. OELKE (1979): Die Vogelbestände verbrannter niedersächsischer Kiefernforsten 1976 – ein Jahr nach der Waldbrandkatastrophe 1975. Vogelwelt 100: 26–44.
DIETZEN, W. (1978): Der Brutbiotop des Habichts *Accipiter gentilis* in drei Gebieten Bayerns. Anz. orn. Ges. Bayern 17: 141–159.
DIRCKSEN, R. & P. HÖNER (1963): Quantitative ornithologische Bestandsaufnahmen im Raum Ravensburg-Lippe. Abh. Landesmus. Naturkde Münster 25: 1–111.
DITTBERNER, H. & W. (1969): Die Vogelwelt des Rüdersdorfer Rieselfeldes am Ostrand Berlins. Milu 2: 495–618.
– & W., J. SADLIK (1979): Karmingimpel als Brutvogel der Mark Brandenburg. Falke 26: 296–298.
DITTRICH, W. (1978): Der Greifvogelbestand einer Probefläche in der Oberpfalz. Jber. Orn. Arb. Gem. Ostbayern 5: 65–67.
DOBBERKAN, TH. u.a. (1979): Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Brutvögel Berliner Friedhöfe 1972. Beitr. Vogelkde. 25: 129–166.
DORKA, V. & J. HÖLZINGER (1974): Zum Brutvorkommen der Bartmeise *(Panurus biarmicus L.)* am Federsee mit Bemerkungen zum Auftreten der Art in Baden-Württemberg. Anz. orn. Ges. Bayern 13: 293–299.
DORNBERGER, W. (1979): Bestandsentwicklung und Bruterfolg des Teichhuhns *(Gallinula chloropus)* am Vorbach/Nordostwürttemberg. Garmischer vogelkdl. Ber. 5: 55–56.
DORNBUSCH, M. (1968): Der Wiedehopf, *Upupa epops* L., in den Steckbyer Forsten. Beitr. Vogelkde. 14: 122–134.
– (1979a): Bestandsbedrohte Brutvogelarten in der Deutschen Demokratischen Republik. Falke 26: 186–189.
– (1979b): Zur Situation bestandsbedrohter Vogelarten. Falke 26: 378–381.
DORSCH, I. & H. (1979): Die Vogelwelt natürlich bewachsener Braunkohlentagebaue. Beitr. Vogelkde. 25: 257–329.
DYBBRO, T. (1976): De danske ynglefugles udbredelse. Kopenhagen.
– (1978): Oversigt over Danmarks Fugle 1978. Dansk. Orn. Foren., Kopenhagen.
DYRCZ, A. (1973): The birds of the Polish part of the Karkonosze Mountains. Ochrona Przyrody 38: 213–283.
EBER, G. (1966): Der Saatkrähenbestand in Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1956–1965. Abh. Landesmus. Naturdke. Münster 28: 3–32.
– (1967): Die Brutvögel des Teichröhrichts an den Krickenbecker Seen. Niederrhein. Jb. 10: 79–84.
– & C. SCHÄFER (1973): Das Zwillbrocker Venn. Vreden.
EBERHARDT, D. (1964): Gedanken zur Behandlung und Gestaltung von Baggerlöchern und Kiesgruben. Rhein. Heimatpflege 3: 1–8.
– & H. MILDENBERGER (1971): Bestandsschwankungen einiger Brutvögel am unteren Niederrhein. Charadrius 7: 105–113.
EBERT, J. & H. KNOBLOCH (1972): Der Uhu in Sachsen. Naturschutzarbeit naturkdl. Heimatforschg. Sachsen 14: 4–22.
ECK, S. (1975): Die Brutvögel Dresdens. Zool. Abh. Mus. Tierkde. Dresden 33: 163–186.
EERDEN, M.R. van, J. PROP & K. VEENSTRA (1979): De ontwickeling van de broedvogel-bevolking in het Lauwerszeegebied sinds de afsluiting in 1969 T/M 1976. Limosa 52: 176–190.
EGGERS, J. (1975): Zur Siedlungsdichte der Hamburger Vogelwelt. Hamb. avifaun. Beitr. 13: 13–72.
– (1976): Zur Vogelwelt einer großstädtischen Brachfläche (City, Nord, Hamburg). Hamb. Avifaun. Beitr. 14: 47–53.
EIFLER, G. (1980): Zum Brutvorkommen der Gartenammer, *Emberiza hortulana* L. Actitis 18: 24–28.

Emeis, W. (1935): Die Trockenlegung des Oldenburger Bruchs und ihr Einfluß auf die Zusammensetzung der Vogelwelt. Beitr. FortPflBiol. Vögel 11: 157–164.

Elburg, H. van (1969): De broedvogels van Oostelijk Flevoland in de jaren 1961 t/m 1966. Limosa 42: 114–135.

Elst, D. van der & O. Hanotte (1978): Avifauna nicheuse du Kauwberg (Uccle). Aves. 15: 158–177.

Elvers, H. (1978): Die Vogelgemeinschaft der West-Berliner Grünanlagen. Orn. Ber. Berlin (West) 3: 35–58.

– (1980): Untersuchungen zur Parkvogelfauna in Berlin (West). Proc. VI. Int. Conf. Bird Census Work, Göttingen: 114–119.

Erdelen, M. (1978): Quantitative Beziehungen zwischen Avifauna und Vegetationsstruktur. Diss. Uni Köln.

Erdmann, G. (1970): Ergebnisse einer dreijährigen Bestandsaufnahme in einem Auwaldrevier bei Leipzig. Mitt. IG Avifauna DDR 3: 57–59.

– (1981): Zur Entwicklung des Brutbestandes der Saatkrähe *(Corvus frugilegus* L.*)* im Bezirk Leipzig. Beitr. Vogelkde. 27: 35–45.

Erlach, O. & E. Lego (1975): Die Vogelarten des Gebietes um Sandl. Jb. Oberösterr. Musealverein 120: 351–380.

Erlinger, G. & J. Reichholf (1974): Störungen durch Angler in Wasservogel-Schutzgebieten. Natur u. Landschaft 49: 299–300.

Ertel, R. & F. Strahl (1981): Sunder – Chance und Herausforderung! Wir und die Vögel 12/6: 6–10.

Erve, van u.a. (1976): Avifauna van Noord-Brabant. Assen.

Erz, W. (1964): Populationsökologische Untersuchungen an der Avifauna zweier nordwestdeutscher Großstädte. Z. wiss. Zool. 170: 1–111.

– (1966): Zur Darstellung produktionsökologischer Beziehungen in einer modernen Avifauna. Orn. Mitt. 18: 25–27.

– (1967): Verstädterung unserer Vogelwelt. Umschau in Wiss. u. Technik: 85–88.

– (1968): Quantitativ-ornithologische Untersuchungen im Naturschutzgebiet »Wahner Heide« nebst methodischen Erörterungen. Schr. R. Landesstelle Naturschutz u. Landschaftspflege Nordrhein-Westfalen 5: 137–166.

– (1970): Ornithologische Untersuchungen zum Landschaftsrahmenplan Naturpark Nördlicher Teutoburger Wald – Wiehengebirge. Schr. R. Landschaftspflege u. Naturschutz 5: 140–164.

– (1976): Über Veränderungen der Brutvogelfauna in der Bundesrepublik Deutschland. Schr. Reihe f. Vegetationsde. 10: 255–267.

– (1977): Tierwelt und Straße. Jb. Naturschutz u. Landschaftspflege 26: 91–115.

– (1978): Zum Einsatz von Siedlungsdichenuntersuchungen der Vogelfauna für Naturschutz und Landschaftsplanung. Beitr. Avifauna Rheinland 11: 108–122.

– (1981): Naturschutzkolleg. Welt d. Tiere 8.

– (1981): Flächensicherung für den Artenschutz – Grundbegriffe und Einführung. Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspflege 31: 7–20.

Ewald, K. (1977): Raumplanung und Ornithologie. Orn. Beob. 74: 99–103.

Exo, K.-M. & R. Hennes (1980): Beitrag zur Populationsökologie des Steinkauzes *(Athene noctua)* – eine Analyse deutscher und niederländischer Ringfunde. Vogelwarte 30: 162–179.

Feijen, H.R. (1976): Over het voedsel, het voorkomen en de achterruitgang van de Roek *Corvus frugilegus* in Nederland. Limosa 49: 28–67.

Feiler, A. (1975): Kommentierte Artenliste der Brutvögel, Gäste und Durchzügler des Moritzburger Gebietes. Zool. Abh. Mus. Tierkde. Dresden 33: 196–221.

Feiler, M. (1974): Die Bestandssituation des Höckerschwans *(Cygnus olor)* in der DDR 1971. Beitr. Vogelkde. 20: 340–368.

Feindt, P. & F. & H. Göttgens (1967): Überwinternde Rote Milane *(Milvus milvus)* in Süd-Niedersachsen an ihren Sammel-, Schlaf- und Nahrungsplätzen. Vogelwelt 88: 8–19.

Fellenberg, W. (1981 a): Der Birkenzeisig *(Carduelis flammea)* Brutvogel in Westfalen. Charadrius 17: 22–27.

– (1981 b): Ausbreitung der westfälischen Brutpopulation der Reiherente *(Aythya fuligula)* im südwestfälischen Bergland. Charadrius 17: 48–49.

Ferry, C. & B. Frochot (1970): L'avifaune nidificatrice d'une forêt de chênes pedoncules en Bourgogne: etude des deux successions écologiques. Terre et Vie 24: 153–206.

Fiala, V. (1972): Beitrag zur Populationsdynamik der Enten im Teichgebiet von Namešť n. Osl. Zool. Listy 21: 263–280.

– (1974): Populationsdynamik und Brutbiologie der Lappentaucher Podicipedidae im Teichgebiet von Namešť n. Osl./CSSR. Anz. orn. Ges. Bayern 13: 198–218.

Fiedler, G. & A. Wissner (1980): Freileitungen als tödliche Gefahr für Störche *Ciconia ciconia*. Ökol. Vögel 2, Sonderheft: 59–109.

Fiedler, K., W. Herrmann, K.-H. Schaack u.a. (1978): Zur Vogelwelt der Stadt Offenbach am Main. Abh. Offenbacher Ver. Naturkde. 2: 1–56.

Fintha, I. (1979): Ausbreitung des Blaßspötters *(Hippolais pallida eleica)* im nordöstlichen Teil der Tiefebene. Aquila 85: 41–42.

Fischer, W. (1960, 1963, 1965, 1970, 1976). Vogelbeobachtungen im Tierpark Berlin I–V. Milu. 1: 14–34, 203–220; 2: 47–68; 3: 51–78; 4: 51–72.

– (1980): Die Habichte. Neue Brehm-Bücherei Nr. 158, Wittenberg.

Fiuczynski, D. (1976): Die Bestandsentwicklung des Schwarzen Milans *(Milvus migrans)* in Berlin. Teil 2: Beobachtungen 1968–1976. Orn. Ber. Berlin (West) 1: 331–343.

– (1979): Populationsstudien an Berliner Baumfalken *(Falco subbuteo)* 1956 bis 1977. Orn. Mitt. 31: 20–22.

– (1981): Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung des Baumfalken *(Falco subbuteo)* in Deutschland. Orn. Mitt. 33: 3–13.

– & V. Wendland (1968): Zur Populationsdynamik des Schwarzen Milans *(Milvus migrans)* in Berlin. Beobachtungen 1952–1967. J. Orn. 109: 462–471.

Flade, M. (1979 a): Starke Bestandszunahme des Haubentauchers *(Podiceps cristatus)* im Wolfsburger Raum und ihre Ursachen. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 11: 33–40.

– (1979 b): Bestandszunehme der Nachtigall *(Luscinia megarhynchos)* in Wolfsburg. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 11: 57–76.

– (1980): Zur Vogelwelt des VW-Werkgeländes in Wolfsburg. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 12: 73–79.

Frädrich, J. & J. Naacke (1974): Das Vorkommen der Graugans, *Anser anser L.*, in der DDR. Beitr. Vogelkde. 20: 369–383.

Frank, R. (1975): Der Brutbestand der Tauben und Elstern im Stadtgebiet von Emden 1973. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 7: 89–91.

Franz, B., W. Kortner & N. Theiss (1979): Invasionsartiges Auftreten der Beutelmeise *Remiz pendulinus* im oberen Maintal 1978 und ihre Brutbiologie. Anz. orn. Ges. Bayern 18: 1–21.

Frey, H. (1970): Tiergeographische Untersuchungen über säkulare quantitative und qualitative Veränderungen im Brutvogelbestand der Oberrheinischen Tiefebene und der Wetterau. Decheniana Beih. 16: 1–177.

Frieling, F. (1974): Die Vogelwelt des Naturschutzgebietes »Eschefelder Teiche« dargestellt auf Grund 100jähriger ornithologischer Forschung 1870–1970. Abh. Ber. »Mauritianum« Altenburg 8: 185–288.

Froehlich, B. (1977): Brutvogel-Bestandsaufnahmen im Naturschutzgebiet »Hördter Rheinaue«. Mitt. Pollichia 65: 105–144.

Fuchs, E. (1978): Bestand und Verbreitung des Haubentauchers *(Podiceps cristatus)* in der Schweiz. Orn. Beob. 75: 19–32.

– (1979): Der Brutvogelbestand einer naturnahen Kulturlandschaft im schweizerischen Mittelland. Orn. Beob. 76: 235–246.

– & L. Schifferli (1980): Comparative censuses in Swiss farmland. Proc. VI Int. Conf. Bird Census Work, Göttingen: 141–150.

Gatter, W. (1976): Die Vögel des Wernauer Baggerteichgebietes. Jh. Ver. vaterl. Naturkde., Württemberg 122: 136–153.

– (1976): Feldkennzeichen ziehender Passeres. Vogelwelt 97: 201–217.

GARLING, M. (1938): Einige Bemerkungen über die Brutvögel der Berliner Rieselfelder. Beitr. FortPflBiol. Vögel 14: 13–20.
GASCHOTT, O. (1924): Die Vogelwelt der Umgebung Speyers a. Rh. Verh. orn. Ges. Bayern 16: 32–39.
GAUCKLER, A. & M. KRAUS (1968): Zum Vorkommen und zur Brutbiologie des Schwarzhalstauchers *(Podiceps nigricollis)* in Nordbayern. Anz. orn. Ges. Bayern 8: 349–364.
GEBHARDT, L. (1964): Die Ornithologen Mitteleuropas. Gießen; 3 Nachträge J. Orn. Sonderheft 1970, 1974, 1980.
GENGLER, J. (1927): Die Vogelwelt des Steigerwaldes. Verh. orn. Ges. Bayern 17: 128–171.
GÉROUDET, P. (1978): De nouveau des Cicognes en Suisse! Nos Oiseaux 34: 311–318.
– & R. LEVÊQUE (1976): Une vague expansive de la Cisticole jusqu'en Europe centrale. Nos Oiseaux 33: 241–256.
GILLER, F. (1967): Dreijährige Vogelbestandsaufnahmen in Pappelkulturen des rekultivierten Tagebaugebietes Frechen. Charadrius 3: 199–204.
– (1970): Avifaunistische Bestandsaufnahmen im Rheinischen Braunkohlengebiet der Ville (Liblarer Wald – Seengebiet). Charadrius 6: 120–130.
– (1974): Vogelbestandsaufnahmen in der Ville bei Köln. Beitr. Avifauna Rheinland H. 1.
– (1976): Die Avifauna des Rheinischen Braunkohlengebietes. Beitr. Avifauna Rheinland H. 7/8.
GLÄNZER, U. (1980): Historische und aktuelle Verbreitung des Birkhuhns in Bayern. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 135–138.
GLITZ, D. (1967): Der Ortolan *(Emberiza hortulana* L.*)* im Hamburger Raum. Hamb. avifaun. Beitr. 5: 42–50.
Global 2000. – Der Bericht an den Präsidenten. Frankfurt 1980.
GŁOWACIŃSKI, Z. (1975): Succession of bird communities in the Niepolomice forest (Southern Poland). Ekologia Polska 23: 231–263.
– & O. JÄRVINEN (1975): Rate of secondary succession in forest bird communities. Orn. Scand. 6: 33–48.
GLUTZ von BLOTZHEIM, U. N. & K. BAUER (1966–1968, 1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 1–3 und 9. Frankfurt/Wiesbaden.
– K. BAUER & E. BEZZEL (1971–1977): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 4–7. Frankfurt/Wiesbaden.
GNIELKA, R. (1974): Die Vögel des Kreises Eisleben. Apus 3, Heft 4/5.
– (1978): Brutstatistik einer urbanen Population der Ringeltaube *(Columba palumbus)*. Orn. Jber. Mus. Heineanum 3: 31–42.
– & W. WOLTER (1970): Die Besiedlung der Stadt Halle (Saale) durch die Türkentaube – *Streptopelia decaocto* (Friv.). Apus 2: 100–114.
GOETHE, F. (1973a): Austernfischer, *Haematopus ostralegus*, brütet auf Hausdächern. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 5: 13–15.
– (1973b): Die Silbermöwe als Gebäudebrüter in Küstenstädten Niedersachsens. Landschaft + Stadt 5: 124–133.
– (1973c): Die Silbermöwe – *Larus argentatus* – in Niedersachsen. Aus der Avifauna von Niedersachsen, Wilhelmshaven: 25–46.
– H. HECKENROTH & H. SCHUMANN (1978): Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen Sonderreihe B H. 2.1.
GOOS, H. (1977): Gesichtspunkte zum Schutz des Weißstorches. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 17: 69–72.
GÖRNER, M. (1973): Zur Verbreitung, Bestandssituation und zum Schutz des Uhus *(Bubo b. bubo* L.*)* in Thüringen. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 13: 353–368.
– (1978): Flurgehölze und Vogelwelt. Falke 25: 156–161.
– (1978): In Felsen, Steinbrüchen und Lockergesteinswänden Thüringens brütende Vögel. Orn. Jber. Mus. Heineanum 3: 43–62.
GORSKI, W., & E. GORSKA (1979): Quantitative investigations on the breeding avifauna of Poznań and Koszalin in 1972. Acta orn. 16: 513–533.
– & E. GORSKA (1980): Bird wintering in Poznań. Acta Orn. 17: 271–295.

GOTHE, J. (1961): Zur Ausbreitung und zum Fortpflanzungsverhalten des Kolkraben *(Corvus corax* L.*)* unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Mecklenburg. In: SCHILDMACHER, H.: Beiträge zur Kenntnis deutscher Vögel 63–129.
GREBE, L. (1976): Vogelwelt des Gutshofes und Gutswaldes Winterbüren. Vogelkdl. Mitt. Kasseler Raum 1: 41–43.
GREINER, H. (1980): 10 Jahre Schutzgemeinschaft Wemdinger Ried e.V. Wemding (+ Jahresberichte der Schutzgemeinschaft).
GREMPE, G. (1967): Die Ringeltaube als Brutvogel in der Stadt. Orn. Rundbrief Mecklenburg 6: 22–26.
– (1973): Brutvogelbestandsaufnahmen auf dem Alten Friedhof in Rostock (1962–1972). Orn. Rundbrief Mecklenburg 14: 37–41.
GRIMM, H. (1969): Die Vogelwelt der Großstadt und der Industrielandschaft. Falke 16: 41–49.
GROEBBELS, F. (1938): Der Vogel in der deutschen Landschaft. Neudamm.
GROH, G. (1965): Vogelfauna von Neustadt/Weinstraße und Umgebung. Mitt. Pollichia 126: 69–129.
– (1975): Zur Biologie der Zaunammer *(Emberiza cirlus* L.*)* in der Pfalz. Mitt. Pollichia 63: 72–139.
– D. HOFFMANN & N. SISCHKA (1978): Zum Aussterben des Weißstorches *(Ciconia ciconia)* in der Pfalz. Zweiter Teil Mitt. Pollichia 66: 138–149.
GRÖSSLER, K. & K. TUCHSCHERER (1975): Prodromus zu einer Avifauna des Bezirkes Leipzig. Actitis 10: 1–107.
GRÜLL, A. (1981): Untersuchungen über das Revier der Nachtigall *(Luscinia megarhynchos)*. J. Orn. 122: 259–285.
GRÜN, G. & J. HEYER (1973): Verzeichnis der Vögel Thüringens 1945–1971. Thür. Orn. Rundbrief Sonderheft 1, 52 S.
GRUNDMANN, V. (1974): Welche Bedeutung hat die landwirtschaftliche Brache (Sozialbrache) für die Vogelwelt. Orn. Mitt. 26: 95–97.
GSTADER, W. (1973): Jahresdynamik der Avifauna des südwestlichen Innsbrucker Mittelgebirges. Monticola 3, Sonderheft.
GÜNTHER, R. (1969): Die Vogelwelt Geras und seiner Umgebung. Veröff. Städt. Mus. Gera 1: 1–63.
– u.a. (1976): Die Vögel im Gebiet der Plothener Teiche. Gera, 86 S.
GÜNTHER, U. (1979): Eine Untersuchung zur Frage der Gefährdung unserer Vogelwelt durch den Straßenverkehr. Thür. Orn. Mitt. 25: 3–14.
HAAGSMA, J., M. KUIK-SIMONS & E.A. ter LAAK (1981): Botulismus bij watervogels in Nederland in 1978–1980. Vogeljaar 29: 57–59.
HAARMANN, K. (1972a): Das Brutvorkommen der Silbermöwe *(Larus argentatus)* an der Niederelbe. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 4: 79–81.
– (1972b): Die Brutvögel (1971) in einem Einzelhausbezirk im Norden Hamburgs und Anmerkungen zur Zählmethode. Corax 4: 61–64.
– (1972c): Die Entwicklung des Brutbestandes der Sturmmöwe *(Larus canus)* im Hamburger Raum. Hamb. avifaun. Beiträge 10: 95–106.
– (1974): Zählung der Wintervögel in einem Wohnviertel Hamburgs 1971/72. Ergänzungen zu einem Bericht über den Winter 1970/71. Corax 5, Beih. 1: 63–68.
– (1975): Kriterien zur Bestimmung international, national und regional bedeutender Feuchtgebiete für Wat- und Wasservögel. Schr. R.f. Landschaftspflege u. Naturschutz 12: 13–17.
– (1977): Feuchtgebiete internationaler, nationaler und regionaler Bedeutung für Wat- und Wasservögel im nördlichen Rheinland (Vorschlagliste). Rhein. Landschaften H. 11.
– & P. PRETSCHER (1976): Die Feuchtgebiete internationaler Bedeutung in der Bundesrepublik Deutschland. Vogelkdl. Bibliothek 4, Greven.
HAARTMAN, L. v. (1971): Population dynamics. In: Farner, D. & J.R. King, Avian Biology, Vol. I: 391–459. New York.
– (1972): Changes in the bird fauna of North Europe. In: Farner, D., Breeding Biology of Birds. Washington: 448–481.

HAAS, D. (1980): Gefährdung unserer Großvögel durch Stromschlag – eine Dokumentation. Ökol. Vögel 2, Sonderheft: 7–57.

HAAS, W. (1964): Verluste von Vögeln und Säugern auf Autostraßen. Orn. Mitt. 16: 245–250.

HABLE, E. (1979): Eine steirische Zentralkartei ornithologischer Daten. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 8: 43–68.

– & I. PRÄSENT (1980): Die Vögel des Bezirkes Murau. Murau.

HÄCKER, K. (1972): Der Kiebitz-Bestand in der Friedländer Großen Wiese. Falke 19: 230–234; 275.

HALLER, H. (1978): Zur Populationsökologie des Uhus *(Bubo bubo)* im Hochgebirge: Bestand, Bestandsentwicklung und Lebensraum in den Rätischen Alpen. Orn. Beob. 75: 237–265.

HANDKE, K. & H. ELLENBERG (1980): Brutvögel Saarbrückens. Erste Ergebnisse einer Brutvogel-Rasterkartierung der Stadt Saarbrücken 1980. Saarbrücken.

HANSEN, L. (1969): Trafikdøden i den danske dyreverden. Dansk. orn. Foren. Tidsskr. 63: 81–92.

HARENGERD, M.u.a. (1973): Die Tundra ist mitten in Deutschland. Greven 2. Aufl.

HARMS, W. (1975): Sommer- und Wintervogelbestand auf feuchten Wiesen und Weiden des Daerstorfer Moores 1970/71. Hamb. avifaun. Beitr. 13: 133–144.

HAVLIN, J. (1967): Birds breeding on the Nameštske Rybníky Ponds (Czechoslovakia). Acta Sci. Nat. Acad. Sci Bohemoslov. Brno 1: 429–471.

– (1975): Zur Erkenntnis der Artendiversität und Dominanz der Avifauna bei verschiedenen Typen menschlicher Siedlungen. Zool. Listy 24: 43–63.

– (1978): Die Vogelwelt landwirtschaftlicher Objekte. Acta Sci. Nat. Acad. Sci. Bohemoslov. Brno 12: 3–47.

– (1979a): Die Flüge der »Stadttauben« in die Umgebung von Brno. Folia Zool. 28: 125–146.

– (1979): Die Vogelwelt einer städtischen Müllablage und Sandgrube. Folia Zool. 28: 249–268.

HECKENROTH, H. (1975): Unterschiedliche Ergebnisse von Bestandsaufnahmen des Birkhuhns durch Faunisten und Jagdrevierinhaber. Ber. Dtsch. Sektion Int. Rat Vogelschutz 15: 64–71.

– (1980): Die Situation des Birkhuhns *(Tetrao tetrix)* in Niedersachsen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 16: 111–114.

– & W. HANSEN (1965): Der Graureiher im Reg. Bez. Hannover, Teil 1 und 2. Beitr. Naturkde. Nieders. 18: 33–38, 57–66.

HEGGER, H.L. (1978): Auswirkungen der Landschaftsveränderung seit dem 19. Jahrhundert auf die Vogelwelt im Kreis Viersen. Heimatbuch Kr. Viersen 30: 286–294.

HEIM, P.J. (1978): Populationsökologische Daten aus der Nuolener Kiebitzkolonie *Vanellus vanellus*, 1948–1977. Orn. Beob. 75: 58–94.

HEIJNIS, R. (1980): Vogeltod durch Drahtanflüge bei Hochspannungsleitungen. Ökol. Vögel 2, Sonderheft: 111–129.

HEISER, F. (1974): Zur Siedlungsdichte der Brutvögel in einem Flachmoor bei Donauwörth. Anz. orn. Ges. Bayern 13: 219–230.

HEITKAMP, U. & K. HINSCH (1969): Die Siedlungsdichte der Brutvögel in den Außenbezirken der Stadt Göttingen 1966. Vogelwelt 90: 161–177.

– & K. HINSCH (1979): Die Siedlungsdichte der Brutvögel in der offenen Gebüschlandschaft. Faun. Mitt. Süd-Niedersachsen 2: 79–89.

HELB, H.-W. (1974): Zur Populationsdynamik und Ökologie des Ortolans (Aves: Emberizidae). Verh. Ges. Ökologie: 55–58.

HEMKE, E. (1979): Die Graugans *(Anser anser)* als Brut- und Sommervogel im Bezirk Neubrandenburg 1977. Beitr. Vogelkde. 25: 19–26.

HENS, P.A. (1926): Avifauna der Nederlandse Provincie Limburg. Maastricht.

HERBERG, M. (1955): Die Entwicklung einer Höhlenbrüterpopulation in einem einförmigen Kiefernbestand. Beitr. Vogelkde. 5: 61–74.

HERDER, W. (1980): Stromtod von Vögeln an Hochspannungsmasten. Thür. Orn. Mitt. 26: 3–7.

HERRLINGER, E. (1973): Die Wiedereinbürgerung des Uhus *Bubo bubo* in der Bundesrepublik Deutschland. Bonn. zool. Monogr. 4, 151 S.

HESSE, M. & G. KNOBLAUCH (1976): Zur Brutverbreitung der Grauammer *(Emberiza calandra)* in Westfalen. Alcedo 3: 75–86.

– & M. Sell (1976): Zur Brutverbreiterung der Nachtigall *(Luscinia megarhynchos)* in Westfalen. Alcedo 3: 1–13.

Heydemann, B. (1980): Terrestriche Habitate und ihre Typisierung in Mitteleuropa. Natur u. Landschaft 55: 5–7.

– (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. Jb. f. Naturschutz u. Landschaftspflege 31: 21–51.

– & E. Nowak (1980): Katalog der zoologisch bedeutsamen Biotope (Ökosysteme) Mitteleuropas. Natur u. Landschaft 55: 7–9.

Heyne, K.-H. (1978a): Brutbestandsentwicklungen bei Wasservögeln und Limikolen im Baggerweihergebiet bei Nening. Regulus 12: 255–267.

– (1978b): Beitrag zur Bedeutung der Streuobstwiesen, insbesondere für gefährdete Vogelarten. Dendrocopos 5: 9–15.

Hildebrandt, H. & W. Semmler (1975-1978): Ornis Thüringen. Thür. Orn. Mitt., Sonderheft 2–4.

Hilprecht, A. (1968): Der Bestand des Höckerschwans in der Deutschen Demokratischen Republik im Jahre 1966. Falke 15: 148–151.

Hoffrichter, O. & K. Westermann (1968): Die Entwicklung des Brutbestandes des Alpensegler *(Apus melba)* in Freiburg i. Br. Vogelwelt 89: 178–180.

Hollunder, W., N. Jorek & M. Kipp (1977): Entwurf eines Schutzprogrammes für großflächige westfälische Feuchtgebiete. Natur u. Landschaft 52: 231–235.

Hölscher, R., G.B.K. Müller & B. Petersen (1959): Die Vogelwelt des Dümmer-Gebietes. Biol. Abh. 18–21, 124 S.

Hölzinger, J. (1964): Übersicht über die Vogelwelt des Ulmer Raumes. Mitt. Ver. Naturw. Math. Ulm 27: 91–152.

– (1973): Brutverbreitung, Brut- und Sommerbestand des Höckerschwans *(Cygnus olor)* 1969 in Süddeutschland. Anz. orn. Ges. Bayern 12: 10–14.

– (1974): Katastrophaler Rückgang im Brutbestand des Rotkopfwürgers im Donautal bei Ulm. Ber. Dtsch. Int. Rat Vogelschutz 14: 55–58.

– (1975): Die Saatkrähe – eine gefährdete Brutvogelart in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Baden-Württemberg 7: 111–114.

– (1977): Der Einfluß von Sulfitzellstoff-Abwässern und Schwermetallen auf das Ökosystem des Öpfinger Donaustausees. J. Orn. 118: 329–415.

– (1978): Langfristige Tendenzen in der Bestandsentwicklung einiger baden-württembergischer Vogelarten und deren Ursachen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 11: 455–466.

– (1980): Der Untergang des Birkhuhns *Lyrurus tetrix* in Baden-Württemberg und dessen Ursachen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 123–134.

– G. Knötzsch, B. Kroymann & K. Westermann (1970): Die Vögel Baden-Württembergs – eine Übersicht. Anz. orn. Ges. Bayern 9, Sonderheft.

– & M. Mickley (1974): Die aktuellen Gefahren für das Donaumoos und die Auenwälder. Umweltschutz in Baden-Württemberg Bd. 3: 72–92.

– M. Mickley & K. Schilhansl (1973): Beobachtungen an überwinternden Rotmilanen *(Milvus milvus)* im Donaumoos bei Ulm. Anz. orn. Ges. Bayern 12: 106–113.

Höning, W. (1966): Die Vogelwelt des Linzer Industriegebietes. Naturkdl. Jb. Linz: 209–223.

Horst, F. (1980): Die Vögel des Odenwaldes. Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Baden-Württemberg 18.

Höser, N. (1967): Das Vorkommen der Greifvögel (Accipitridae und Falconidae) im Kreis Altenburg. Abh. Ber. »Mauritianum« Altenburg 5: 321–353.

– (1969): Brutbestand 1967/68 und die Populationsdynamik 1928–1968 der Greifvögel (Accipitridae, Falconidae) im thüringisch-sächsischen Grenzgebiet. Abh. Ber. »Mauritianum« Altenburg 6: 163–186.

– R. Bachmann, W. Kirchhoff & A. Weber 1979): Der Brutbestand der Greifvögel und Eulen im Altenburger Gebiet. Abh. Ber. »Mauritianum« Altenburg 10: 269–277.

– W. Kirchhoff & A. Weber (1975): Der Brutbestand der Greifvögel und Eulen im Altenburger Gebiet. Abh. Ber. »Mauritianum« Altenburg 9: 27–33.
Hubatsch, H. (1977): Gefährdete Vogelarten im Rheinland. Rhein. Heimatpflege 14: 91–94.
Hübner, T. (1979): Haubentaucherverluste durch Angler. Charadrius 15: 88–89.
Hudec, K. (1973): Die Vogelsynusie im dörflichen Milieu zweier Gemeinden. Zool. Listy 22: 347–362.
– (1977): Die Siedlungsdichte verwilderter Haustauben *(Columba livia* f. *domestica)* in Brno im Jahre 1974. Folia Zool. 26: 355–362.
– & W. Černy (1972 u. 1976): Fauna CSSR. Ptáci – Aves. Bd. 1 u. 2. Prag.
– D. Kondělka & I. Novotný (1966): Ptačtvo Slezska. Opava.
– V. Mrlik & Z. Banerova (1981): Der Turmfalke *(Falco tinnunculus)* in der Stadt Brno im Jahr 1979. Folia zool. 30: 53–58.
– & K. Šťastny (1978): Birds in the reedswamp ecosystem. In: Pond Litoral Ecosystem (Hrsg. D. Dykyjova & J. Kvet). Berlin: 366–372.
– & K. Šťastny (1978): Conservation of Wildfowl in fish pond regions. In: Pond Littoral Ecosystem (Hrsg. Dykyjova & J. Kvet). Berlin: 372–377.
– & K. Šťastny (1979): Zur Ausbreitung des Wiesenpiepers *(Anthus pratensis* L.*)* in der Tschechoslowakei. Egretta 22: 18–26.
Hudson, R. (1972): Collared Doves in Britain and Ireland during 1965–70. Brit. Birds 65: 139–155.
Huhtalo, H. & O. Järvinen (1974): Quantitative composition of the urban bird community in Tornio, Northern Finland. Bird Study 24: 179–185.
Hummel, J. (1978): Das Vorkommen der Graugans *(Anser anser)* in der Bundesrepublik Deutschland (1977). Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 18: 52–53.
– (1980): Das Auftreten von Wildgänsen in der Bundesrepublik Deutschland vom 1.9.1976 bis 31.8.1977. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 20: 89–107.
Hund, K. & L. Zier (1974): Die Vogelwelt des Pfrunger Riedes und seiner näheren Umgebung. Jh. Ges. Naturkde. Württemberg 129: 81–123.
Hyla, W. (1970a): Der Vogelbestand einer um die Jahrhundertwende errichteten Werkssiedlung. Orn. Mitt. 22: 80–81.
– (1970b): Die Brutvögel eines Hochofenbetriebes in Oberhausen. Charadrius 6: 30–33.
– (1978): Brutvogel-Siedlungsdichte und Jahresübersicht des gesamten Artenbestandes eines Großstadtparks in Oberhausen-Alstaden. Charadrius 14: 36–38.
Imboden, Ch. (1971): Bestand, Verbreitung und Biotop des Kiebitz *Vanellus vanellus* in der Schweiz. Orn. Beob. 68: 37–53.
Jackson, J.A. (1979): Insectivorous birds and North American forest ecosystem. In: J.G. Dickson u.a., The role of insectivorous birds in forest ecosystems: 1–7. New York, London.
Jacoby, H., G. Knötzsch, & S. Schuster (1970): Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Beob. Beih. zu Bd. 67, 260 S.
Jakober, H. & W. Stauber (1980): Untersuchungen an einer stabilen Neuntöterpopulation *(Lanius collurio)*. J. Orn. 121: 291–292.
Jänicke, B. & H.-J. Storck (1979): Großräumige Umlenkung der Schlafplatzflüge von Krähen durch Sylvesterlärm. J. Orn. 120: 326–327.
Jansen, F. H. & A. Remeeus (1978): Naar een definitieve vestigung van de Zwaartkopmeeuw *Larus melanocephalus* in Nederland. Limosa 51: 88–87.
Jaschke, K. (1974): Zweijährige Siedlungsdichtenuntersuchungen an Türkentauben *(Streptopelia decaocto)* in Bonn. Orn. Mitt. 26: 52–54.
Jeserich, E. (1968): Die Vogelwelt des Lorcher Kiesgrubengeländes im Remstal. Veröff. Landesstelle Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 36: 131–151.
Jonkers, D.A. (1978): De ontwikkeling van de vogelstand in een bos in Oostelijk Flevoland. Vogeljaar 26: 159–162.
Jorek, N. (1977): Das Wasservogelreservat Münster. Greven.
Juillard, M. (1980): Répartition, biotopes et sites de nidification de la Chouette chevêche, *Athene noctua*, en Suisse. Nos Oiseaux 35: 309–337.
Jung, K. (1971): Die Vogelwelt Salzgitters und seiner Umgebung. Hildesheim, Eigenverlag 103 S.

JUNG, N. (1966): Das Naturschutzgebiet »Nonnenhof«. Zum Vorkommen der Brutvögel in den letzten 30 Jahren. Falke 13: 90–95, 132–136.

KAISER, W. (1971): Zur Verbreitung des Girlitzes *Serinus serinus* in Mecklenburg. Orn. Rdbrief. Mecklenburg 12: 20–34.

KALBE, L. (1961): Zur Vogelwelt stillgelegter Braunkohlengruben in der Oberlausitzer Niederung. Falke 8: 84–87.

– (1965a): Die Vogelwelt des Haselbacher Teichgebietes. Abh. Ber. Mauritianum Altenburg 4: 267–372.

– (1965b): Gewässertypen und die Möglichkeit ihrer Besiedlung mit Entenvögeln. Falke 12: 10–16, 42–44.

– (1969): Über die Auswirkungen von Hausentenhaltungen auf die Wasservogelwelt. Beitr. Vogelkde. 14: 225–230.

– (1978): Ökologie der Wasservögel. Neue Brehm-Bücherei Nr. 518, Wittenberg.

KAMP, H. (1981): Friese weidevogelbescherming in 1979 en 1980. Vogeljaar 29: 30–31.

KARLSSON, J. (1977): Fågelkollisioner med master och andra byggnadsverk. Anser 16: 203–216.

KASPAREK, M. (1975): Zum Vorkommen des Schlagschwirls – *Locustella fluviatilis* – an der Westgrenze seines Brutareals. Anz. orn. Ges. Bayern 14: 141–165.

– (1979): Dokumentation der Bestandsentwicklung der Flußseeschwalbe *(Sterna hirundo)* in Bayern. Jb. Orn. Arb.Gem. Ostbayern 6: 62–75.

KAUS, D. (1977): Zur Populationsdynamik, Ökologie und Brutbiologie der Schleiereule *(Tyto alba)* in Franken. Anz. orn. Ges. Bayern 16: 18–49.

KEIL, W. (1981): Das Altholz-Insel-Programm in Hessen. Jb. Naturschutz u. Landschaftspflege 31: 105–109.

– & R. ROSSBACH (1969): Bestandsveränderungen des Weißstorches *(Ciconia ciconia)* in Hessen von 1948 bis 1968. Luscinia 40: 230–249.

– & R. ROSSBACH (1980a): Bestandsveränderungen beim Weißstorch *(Ciconia ciconia)* in Hessen von 1969–1980. Vogel und Umwelt 1: 136–143.

– & R. ROSSBACH (1980b): Der Graureiher *(Ardea cinerea)* in Hessen – Bestandsentwicklung, Schutz- und Abwehrmaßnahmen. Vogel u. Umwelt 1: 127–133.

KEMMERER, F. (1976): Dreijährige Vogelbestandsaufnahmen auf dem Zentralfriedhof in Bonn-Bad Godesberg. Charadrius 12: 14–20.

KEPKA, O. (1958): Der Bestand des Weißstorchs *(Ciconia ciconia* L.*)* in der Steiermark in den Jahren 1950–1957. Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 88: 172–177.

KÉRAUTRET, L. (1976): Notes sur la reproduction du grebe huppé *(Podiceps cristatus)* dans le Nord de la France. Alauda 44: 181–186.

– (1978): Hivernage du Milan royal *(Milvus milvus)* dans les Ardennes. Alauda 46: 309–317.

KESSLER, A. (1974): Zusammenfassung von Brutnachweisen der Bartmeise *(Panurus biarmicus)* in Ostfriesland und Oldenburg. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 6: 12–16.

KEVE, A. (1976, 1977): Beiträge zur Vogelwelt des Kisbalatons. Aquila 82: 49–79; 191–226.

KIHLMAN, J. & L. LARSSON (1974): On the importance of refuse dumps as a food source for wintering Herring Gulls *Larus argentatus* Pont. Orn. Scand. 5: 63–70.

KINTZEL, W., & W. MEWES (1976): Die Vogelwelt des Kreises Lübz. Natur u. Naturschutz Mecklenburg 14: 1–120.

KINZELBACH, R. (1964): Zum ehemaligen Vorkommen des Weißkopf- oder Gänsegeiers in Deutschland. Jh. Ver. vaterl. Naturkde. Württemberg 118/119: 427–432.

KIPP, M. (1977): Artenschutzprojekt Brachvogel *(Numenius arquata)*. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 17: 33–38.

KIRSCH, K.-W. (1974): Brutzeiterhebungen beim Kiebitz *(Vanellus vanellus)* im Landkreis Lüneburg. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 6: 15–16.

KLAFS, G. & J. STÜBS (1977): Die Vogelwelt Mecklenburgs. VEB Gustav Fischer Verlag Jena 358 S.

KLEIN, W. (1979): Die Vogelbestände auf einer intensiv landwirtschaftlich genutzten Fläche in der südöstlichen Wetterau 1976–1978/79. Luscinia 44: 41–88.

KLOMP, H. (1980): Fluctuations and stability in great tit populations. Ardea 68: 205–224.

KLOSE, A. & A. VIDAL (1979): Wichtige Lebensräume und das Artenspektrum der Vogelwelt im Gebiet der Stadt Regensburg. Jber. Orn. Arb. Gem. Ostbayern 7: 1–41.
KLUIJVER, H.H. (1951): The population ecology of the great tit, *Parus m. major* L. Ardea 39: 1–135.
KNIESS, H. & H. WEGNER (1980): Die Vogelwelt forstlich rekultivierter Flächen im Oberpfälzer Braunkohlentagebau bei Schwandorf. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 37–46.
KNOBLAUCH, G. (1980): Die Vogelwelt des Naturschutzgebietes »Heiliges Meer«. Vogelkdl. Bibl. 11, 73 S., Kilda-Greven.
KNOBLOCH, H. (1979): Die Uhuverluste in der Deutschen Demokratischen Republik. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschg. Berlin 19: 137–153.
KNOLLE, F. (1973): Das Auerhuhn – *Tetrao urogallus*– in Niedersachsen. Aus der Avifauna von Niedersachsen, Wilhelmshaven: 11–18.
(1975): 180 Jahre Gartenamsel *(Turdus merula)*. J. Orn. 116: 215–216.
KNORR, E. (1967): Die Vögel des Kreises Erkelenz. Erkelenz 324 S.
KNÜWER, H. (1980): Zur Frage der Beibehaltung der ganzjährigen Schonzeit für Greifvögel. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 20: 33–40.
KÖHLER, K.-H. (1972): Die Vogelwelt eines Bahndammes im Sommer und Winter. Orn. Mitt. 24: 255–259.
– & G. SCHNEBEL (1975): Zur Methodik und Problematik von Wintervogelbestandsaufnahmen. Angew. Orn. 4: 177–186.
KOLLER, J. (1978): Vogelwelt im Dachauer Moos und im Allacher Forst. Dachau, Eigenverlag 176S.
KÖNIG, C. (1966): Die Vogelwelt des Kiesgrubengeländes bei Pleidelsheim am Neckar. Veröff. Landesstelle Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 34: 87–101.
– (1977): Der Sperlingskauz *(Glaucidium passerinum)* in Südwestdeutschland. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 17: 77–80.
KÖNIG, H. (1968): Die Vogelbestände einiger Bestandstypen des Kiefernforstes und der *Calluna*- und Grasheide in den Thekenbergen (Kreis Halberstadt) in den Jahren 1961–1963. Naturkdl. Jber. Mus. Heineanum 3: 67–98.
KOOIKER, G. (1977): Über aktuelle und potentielle Störfaktoren einer Kiebitzpopulation während der Brut- und Aufzuchtsperiode. Orn. Mitt. 29: 112–119.
– (1979): Über den Bestand der Saatkrähe *(Corvus frugilegus)* im ehemaligen Regierungsbezirk Osnabrück. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 11: 16–19.
– (1980): Brutvorkommen und Bestandsentwicklung des Graureihers *(Ardea cinerea)* im ehemaligen Regierungsbezirk Osnabrück in den Jahren 1955–1979. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 12: 41–52.
KORTNER, W. (1980): Die Beutelmeise *Remiz pendulinus* auch 1979 wieder Brutvogel am Obermain. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 183–184.
KOS, R. (1973): Bestandsentwicklung, Siedlungsdichte und Siedlungsweise des Mäusebussards *(Buteo buteo)* von 1968 bis 1972 in einem Großraum im Westen der Lüneburger Heide. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 5: 77–94.
– (1973): Sechsjährige Beobachtungen (1967–72) zur Bestandsentwicklung, Ökologie, Brutbiologie und Nahrung des Habichts *(Accipiter gentilis)* auf einem Gebiet von ca. 400 km^2 in der Lüneburger Heide. Vogelwelt 95: 225–237.
– (1975): Rückgang nordwestdeutscher Populationen des Habichts *(Accipiter gentilis)*. Vogelwelt 96: 19–26.
KRÄGENOW, P. (1968): Der Vogelbestand eines ungleichförmigen Feldgehölzes. Orn. Rundbrief Mecklenburg 7: 9–14.
– (1969): Zur Entwicklung des Brutvogelbestandes im Kerngebiet der NSG »Ostufer der Müritz«. Mitt. IG Avifauna DDR 2: 21–42.
– (1970): Zur Siedlungsdichte der Vögel auf Feldflächen im Kreis Röbel. Mitt. IG Avifauna DDR 3: 61–66.
– & R. SCHWARZ (1970): Die Vogelwelt des Kreises Röbel. Natur u. Naturschutz Mecklenburg 8: 1–102.

KRAMER, V. (1972): Habicht und Sperber. Neue Brehm-Bücherei 158. 2. Aufl. Wittenberg-Lutherstadt, 103 S.

KRAMPITZ, H. (1941): Die Ziegeleischachtungen des mittelschlesischen Odertales in ihrer Bedeutung als ornithologische Lebensräume. Ber. Ver. schles. Orn. 26: 2–46.

KRAUS, M. & A. GAUCKLER (1969): Zur Ausbreitung des Höckerschwans *(Cygnus olor)* in Nordbayern. Anz. orn. Ges. Bayern 8: 452–462.

– & W. KRAUSS (1968): Die Brutplätze der Lachmöwe *(Larus ridibundus)* in Nordbayern. Anz. orn. Ges. Bayern 8: 255–266.

KROSIGK, E. v. (1978): Europa-Reservat Ismaninger Teichgebiet. 32. Bericht: 1974–1976. Anz. orn. Ges. Bayern 17: 37–62.

– (1980): Europa-Reservat Ismaninger Teichgebiet. 33. Bericht: 1977–1979. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 75–106.

KROYMANN, B. (1968): Bestandsaufnahme beim Wachtelkönig *(Crex crex)* im Kreis Tübingen. Vogelwelt 89: 225–226.

KRÜGER, S., E. MAHLING, M. MELDE & F. MENZEL (1972): Die Limikolen in der Oberlausitz. Teil I. Abh. Ber. Naturkdemus. Görlitz 47, Nr. 12.

KÜHL, J. (1979): Zum Flucht- und Anpassungsverhalten der Graugänse *(Anser anser)* nach Untersuchungen an schleswig-holsteinischen Gewässern. Vogelwelt 100: 217–225.

Kulturbund der DDR, BFA Ornithologie Gera (1972–1979): Berichte zur Avifauna des Bezirks Gera. Loseblattsammlung.

KUMERLOEVE, H. (1950): Zur Kenntnis der Osnabrücker Vogelwelt (Stadt- und Landkreis). Veröff. Naturw. Ver. Osnabrück 25: 147–324.

– (1955): Hannovers Archivmaterial über Greifvogelvernichtung im 18. Jahrhundert. Beitr. Natkde. Niedersachsen 8: 39–40.

KUNZE, P. & H. ZANG (1979): Die Beutelmeise *(Remiz pendulinus)* als Brutvogel im nördlichen Harzvorland. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 11: 41–43.

KURTH, D. (1970): Der Turmfalke im Münchner Stadtgebiet. Anz. orn. Ges. Bayern 9: 2–12.

KUSSMAUL, K. (1980): Zum Vorkommen der Wiesenweihe *(Circus pygargus)* in der Bundesrepublik Deutschland. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 20: 47–52.

KUX, Z., S. SVOBODA & K. HUDEC (1955): Verzeichnis der Avifauna Mährens. Acta Mus. Moraviae 40: 156–218.

KUŹNIAK, S. (1978): Quantitative investigations of the avifauna in the agricultural landscape of crops in Wiełkopolska. Acta Orn. 16: 423–450.

LACK, D. (1968): Ecological adaptions for breeding in birds. London.

– (1971): Ecological isolation in birds. Oxford.

– (1976): Island biology illustrated by the land birds of Jamaica. Oxford–London.

LANCASTER, R.K. & W.E. REES (1979): Bird communities and the structure of urban habitat. Can. J. Zool. 57: 2358–2368.

LATZEL, G. (1971): Hemmender Einfluß der Dohle *(Corrus monedula)* auf die Türkentaubenpopulation und Kleinvogelwelt in einem Wolfsburger Stadtteil. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 3: 61–62.

– (1980): Zum Vorkommen des Schlagschwirls *(Locustella fluviatilis)* im Aller-Urstromtal (Barnbruch und Drömling). Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 12, Sonderheft 14–20.

LEBRET, T. (1972): Vogels van de Natuurreservaten in het Veerse Meer in de erste tienjaar na de afslinting 1961–1970. Limosa 45. 1–24.

LEBRETON, PH. (1977): Atlas ornithologique Rhône-Alpes. Lyon, Centre Reg. Doc. Pédagogique.

– (1979): Analyse et synthése de l' écosysteme Dombiste, a partir de son avifaune nidificatrice. Biévre 1: 27–44.

– (1980): Atlas ornithologique Rhône-Alpes. Biévre 2, Suppl. 27 s.

– & P. ROCHETTE (1979): Nouvelles données démographiques a propos des Fuligules de Dombes. Alauda 47: 157–164.

– H. TOURNIER & J.D. LEBRETON (1976): Étude de l' avifauna du Parc National de la Vanoise. VI. Trav. Sci. Parc National Vanoise 7: 163–243.

LEFRANC, N. (1978): La Pie-grièche a poitrine rosé *(Lanius minor)* en France. Alauda 41: 193–208.

– (1979): Les Oiseaux des Vosges. Raon-l' Etape (Vosges), 211 S.
LEMKE, W. (1977): Zum Brutbestand der Elster *(Pica pica)* im Stadtgebiet von Cuxhaven 1969–1976. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 9: 41–47.
LENZ, M. (1971): Die Brutvögel des Zoologischen Gartens Berlin 1970. Berliner Naturschutzblätter 15: 463–474.
– (1971): Zum Problem der Erfassung von Brutvogelbeständen in Stadtbiotopen. Vogelwelt 92: 41–52.
LESER, H. (1976): Landschaftsökologie. UTB-Taschenbuch, Stuttgart, E. Ulmer-Verlag. 432 S.
LEUSCHNER, C. (1974): Die Nachtigall *(Luscinia megarhynchos)* im Hamburger Raum. Hamb. avifaun. Beitr. 12: 1–16.
LEYS, H.N. (1976): The census of the Collared Turtle Dove in the Netherlands. Bull. ICBP 10: 147–154.
– & J.J.F.E. de WILDE (1971): Het voorkomen van de Fuut *(Podiceps cristatus* L.*)* in Nederland. Limosa 44: 133–183.
LILLE, R., V. MORITZ & O. KÜHNAST (1978): Das Brutzeitvorkommen des Schlagschwirls *(Locustella fluviatilis)* 1976 in Schleswig-Holstein und Hamburg. Corax 6: 32–36.
LINDUSKA, J.P. (1964): Waterfowl Tomorrow. Washington D.C.
LITZBARSKI, H. (1975): Der Brutbestand der Lachmöwe in der DDR. Bestandserfassung 1973. Falke 22: 293–299.
LÖHMER, R. (1979): Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung »Diepholzer Moorniederung«: Auswirkungen der wasserwirtschaftlichen und agrarstrukturellen Maßnahmen auf die Vogelwelt im Raum Renzel. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 19: 43–49.
LÖHRL, H. (1967): Die Kleiber Europas. Neue Brehm-Bücherei Nr. 427 Wittenberg-Lutherstadt.
– (1974): Die Tannenmeise. Neue Brehm-Bücherei Nr. 472, Wittenberg.
– (1978): Anpassungen im Nahrungsverhalten der Kohlmeise *(Parus major)* in Stadtgebieten. Orn. Mitt. 30: 47–50.
LOISON, M. & J. GODIN (1976): Évolution de l' avifaune du complexe marecageux de Harchies-Hensies an cours des dernieres années, 1967–1975. Gerfaut 66: 311–339.
LØPPENTHIN, B. (1967): Danske ynglefugle i fortid og nutid. Odense.
LÖRZING, G. & R. SPINDLER (1973): Die Vogelwelt des Landschaftsschutzgebietes »Drei Eichen« Thür. Orn. Rundbrief 21; Beiheft.
LOSKE, K.H. (1978): Pflege, Erhaltung und Neuanlage von Kopfbäumen. Natur u. Landschaft 53: 279–281.
– (1980): Störungen des Brutablaufs bei der Uferschwalbe *(Riparia riparia)* durch Badende und Angler. Charadrius 16: 90–93.
LUCAN, V., L. NITSCHE & G. SCHUMANN (1974): Vogelwelt des Land- und Stadtkreises Kassel. Kassel 280 S.
LUNIAK, M. (1974): The birds of park biotopes in small towns of central-eastern Poland. Acta orn. 14: 99–143.
LÜPS, P. (1981): Gedanken zur Besiedlung des Alpenraumes durch das Steinhuhn *Alectoris graeca*. J. Orn. 122: 393–401.
– u.a. (1978): Die Vogelwelt des Kantons Bern. Orn. Beob., Beih. zu Band 75, 244 S.
MAGERL, C. (1980): Der Saatkrähenbestand in Bayern in den Jahren 1950–1979. Ber. Akad. Naturschutz Landschaftspflege 4: 110–118.
– (1981): Bestandsaufnahme und Untersuchungen zur Habitatstruktur des Großen Brachvogels *Numenius arquata* im nordöstlichen Erdinger Moos. Anz. orn. Ges. Bayern 20: 1–34.
MAKOWSKI, H. (1971): Landschaft für morgen. Hamburg.
– (1974): Aktion Schwarzstorch in Nord-Niedersachsen. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 14: 43–47.
MANSFELD, K. (1963): Die Vogelfauna der Gemarkung Seebach, Krs. Mühlhausen (Thür.), insbesondere die Populationsdynamik im Seebacher Burgpark. Beitr. Vogelkde. 9: 199–230.
– (1965): Saatkrähen-Zählung 1960 in der Deutschen Demokratischen Republik. Falke 12: 4–9.

MÄRKI, H. (1977): Rasterkartierung als Grundlagenbereitstellung für die Raumplanung. Orn. Beob. 74: 104–110.

MATTERN, U. (1979): Der Mäusebussard in Nordbayern – jagdliche Regulierung nicht erforderlich. Vogelschutz 4: 10–13.

MATTES, H. (1977): Erfahrungen mit der Kartierungsmethode zur Brutvogelbestandsaufnahme in Nadelwäldern. Vogelwelt 98: 1–15.

MAUERSBERGER, G. (1971): Ökologische Probleme der Urbanisierung. Falke 18: 76–82.

MAY, R.M. (1975): Patterns of species abundance and diversity. In: M.L. Cody & J.M. Diamond (ed.): Ecology and Evolution of Communities (Cambridge/Mass. u. London).

MAYER, G. (1961): Aktivitätsdichte und Aktivitätsdominanz von Vögeln in einem Aubestand bei Steyregg. Naturkdl. Jb. Linz: 285–306.

– (1969): Der Höckerschwan *(Cygnus olor)* in Oberösterreich. Monticola 2: 12–32.

– (1977): Ökologische Bewertung des Raumes Linz-Enns. Linz.

MEBS, TH. (1980): Der Bestand der Greifvögel in Nordrhein-Westfalen – eine Gegendarstellung. Charadrius 16: 107–111.

MEIER, J. (1977): Die Vogelwelt des Schwandorf-Schwarzenfelder Weihergebiets. Vogelbiotope Bayerns 16: 1–11.

MEIER, M. (1979): Versuche zur Erhaltung von vegetationsarmen Schlammflächen für Limikolen an Flachteichen. Viertelj. schr. Naturf. Ges. Zürich 124: 185–197.

MEIJER, R., D. FEY & J. van de NAT (1981): De ontwikkeling van de Biesbosch na de afsluiting van het Haringvliet. Vogeljaar 29: 18–22.

MEILE, P. (1980): Zur Platzkonkurrenz von Balzplätzen und Wintersportanlagen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 61–58.

MELCHERT, F. (1970): Der Vogelbestand einer Flußniederung im Norden von Braunschweig und seine Fluktuation von 1959 bis 1964. Vogelwelt 91: 41–52.

MELDE, M. (1962): Entenbeobachtungen an einigen Teichen der Westlausitz. Falke 9: 147–153, 188–191.

– (1962 und 1968): Über einige Bleßhuhnpopulationen im Kreise Kamenz. Falke 9: 255–259 u. 15: 76–81.

– (1973): Zur Biologie der Schwanzmeise. Falke 20: 150–157.

– (1973): Der Haubentaucher. Neue Brehm-Bücherei Nr. 461. Wittenberg-Lutherstadt.

– (1975): Die Vogelwelt des Biehlaer Großteiches (Kreis Kamenz) vor und nach Melioration und Pflanzenvergiftung. Beitr. Vogelkde. 21: 251–257.

– (1978): Notizen über die Taucher aus dem Kreis Kamenz. Falke 25: 60–65, 81–90.

– (1973): Entenbeobachtungen an einigen Teichen der Westlausitz II. Falke 20: 306–312, 344–350.

MILDENBERGER, H. (1950): Untersuchungen über die Siedlungsdichte der Vögel in der ackerbaulich genutzten Kulturlandschaft. Bonn. zool. Beitr. 1: 221–238.

– & W. MÜLLER (1976): Zum Brutbestand des Ortolans *(Emberiza hortulana)* am rechten unteren Niederrhein 1976. Charadrius 12: 60–63.

MÖBIUS, G. (1965): Die Vogelwelt der Rietberger Fischteiche. Ber. Naturw. Ver. Bielefeld 17: 146–221.

MÖCKEL, R. & K.-H. BERNHARDT (1978): 10-KV-Freileitung – eine Todesfalle für Greifvögel. Falke 25: 210.

MÖDLINGER, P. (1979): Vorkommen und Ökologie des Triels in Ungarn. Aquila 85: 59–75.

MØLLER, N.W. & N. SKOV OLESEN (1980): Bestanden af ynglende Fiskehejre *(Ardea cinerea)* i Danmark 1978. Dansk. orn. Foren. Tidsskr. 74: 105–112.

MONTIER, D. (1977): Atlas of breeding birds of the London Area. London.

MOOIJ, J.M. (1979): Winterökologie der Wildgänse in der Kulturlandschaft des Niederrheins. Charadrius 15: 49–73.

MÖRIKE, K.D. (1953): Bestandveränderungen der Vogelwelt im Echaztal seit 50 Jahren. Jh. Ver. vaterl. Naturkde. Württemberg 108: 126–132.

MÖRZER BRUIJNS, M.F. (1959): Faunasterfte door het verkeer. Lev. Natuur. 62: 73–77.

– (1967): Hoeveel vogelparen broeden er in uns gemeente? Vogeljaar 15: 321–326.

Mühlen, D. & P. zur (1975): Die Vogelwelt des Naturschutzgebietes Maisinger See. Vogelbiotope Bayerns Nr. 4: 1–12.
Müller, A.K. (1930): Ornithologische Beobachtungen aus dem Gebiet des Maisinger Sees. Verh. orn. Ges. Bayern 19: 3–102.
Müller, E. (1972): Die Vogelwelt des südlichen Ennepe-Ruhr-Kreises. Beitr. Heimatkde. Schwelm NF 22: 104–147.
– (1975): Jahresrhythmus in Brut- und Zugverhalten der Vogelwelt des südlichen Ennepe-Ruhr-Kreises. Beitr. Heimatkde. Stadt Schwelm 25: 85–127.
Müller, F. (1974): Territorialverhalten und Siedlungsstruktur einer mitteleuropäischen Population des Auerhuhns, *Tetrao urogallus major*. C.L. Brehm. Diss. Marburg/Lahn.
– (1980): Zur derzeitigen Situation des Birkhuhns in Hessen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 115–122.
Müller, K., S. Schuster & F. Spittler (1979): Zehn Jahre Greifvogel-Winterzählungen auf Probeflächen im Bodenseegebiet. J. Orn. 120: 174–187.
Müller, P. (1981): Arealsysteme und Biogeographie. Stuttgart.
Müller, W. (1970): Die Brutvögel einer Brachfläche in Oberhausen-Holten. Charadrius 6: 147–149.
– (1977): Die Brutbestände der Flußseeschwalben *(Sterna hirundo)* und der Trauerseeschwalbe *(Chlidonias niger)* von 1970–1976 im Rheinland. Charadrius 13: 20–23.
Müller, W. (1978): Die Vogelwelt des Zürcher Unterlandes als Grundlage zur Ausscheidung und Bewirtschaftung von Schutzgebieten. Viertelj. schr. Naturf. Ges. Zürich 123: 57–69.
– A. Schiess, A. Weber & F. Hirl (1977): Das ornithologische Inventar des Kantons Zürich 1975/76, eine Bestandsaufnahme ornithologisch wertvoller Gebiete. Orn. Beob. 74: 111–122.
Muller, Y. (1979): Étude qualitative et quantitative de l'avifaune nicheuse d'une forêt mixte de 10 ha dans les vosges du Nord. Ciconia 3: 95–115.
Mulsow, R. (1968): Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Hamburger Vogelwelt. Abh. Verh. Naturw. Ver. Hamburg NF 12: 123–188.
– (1977): Vogelbiotope und Siedlungsdichte in der Stadtlandschaft. Vogelwelt 92: 71–78.
– (1976): Die Avizönose der Gartenstadtzone. Vogelwelt 97: 55–68.
– (1977): Zur Struktur einiger Vogelgemeinschaften im norddeutschen Raum. Auswertungen von Siedlungsdichteergebnissen unter synökologischem Aspekt. Vogelwelt 98: 105–113.
– (1978): Zur Struktur und Jahresdynamik der Parkvogelgemeinschaft in Hamburg. Beitr. Avifauna Rheinland 11: 44–55.
– (1980): Untersuchungen zur Rolle der Vögel als Bioindikatoren am Beispiel ausgewählter Vogelgemeinschaften im Raum Hamburg. Hamburger avifaun. Beitr. 17: 1–270.
Murton, R.K. (1965): The woodpigeon. London.
Nebelsiek, U. & J. Strehlow (1978): Die Vogelwelt des Ammerseegebietes. Aus den Naturschutzgebieten Bayerns 2, 91 S. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz.
Neubauer, W. (1974): Versuche zur Bestandshebung der Schellente *(Bucephala clangula)*. Beitr. Vogelkde. 20: 416–419.
Neugebauer, R. (1973): Die Vogelwelt des Senkungsgebietes Dortmund–Dorstfeld. Abh. Landesmus. Naturkde. Münster 35: 3–38.
Newton, I. (1979): Population Ecology of Raptors. Berkhamsted.
Niebuhr, O. (1948): Die Vogelwelt des Feuchten Eichen-Hainbuchenwaldes. Orn. Abh. 1: 1–32.
Niehuis, M. (1968): Die Bestandsentwicklung des Schwarzstirnwürgers *(Lanius minor* Gmelin*)* in Deutschland unter besonderer Berücksichtigung des Nahetals und Rheinhessen. Mainzer naturw. Arch. 7: 185–224.
Niethammer, G. (1951): Arealveränderungen und Bestandsschwankungen mitteleuropäischer Vögel. Bonn. zool. Beitr. 2: 17–54.
Nijland, H. & F.J.J. Niewold (1978): Landelijke inventarisatie van Korhoenders gedurende het voorjaar van 1976 en 1977. Vogeljaar 26: 149–154.
Nilsson, L. (1978): Breeding waterfowl in eutrophicated lakes in South Sweden. Wildfowl 29: 101–110.

NILSSON, S.G. (1974): Methods of estimating bird population densities during the winter. Orn. Scand. 5: 37–46.

NITSCHE, G. (1968): Die Vogelwelt des Eggstätter Seengebietes. Anz. orn. Ges. Bayern 8: 321–348.

NOTHDURFT, W. (1972): Über die ersten Brutvorkommen der Wacholderdrossel *(Turdus pilaris)* im Westharz im Zusammenhang mit Brutnachweisen am Harzrand nach 1960. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 4: 69–72.

NOTTORF, A. (1978): Methoden und Erfolge zum Schutz des Schwarzstorches *(Ciconia nigra)* in Niedersachsen. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 18: 36–40.

NOWAK, E. (1975): Ausbreitung der Tiere. Neue Brehm-Bücherei Nr. 480 Wittenberg-Lutherstadt.

– (1981): Wiedereinbürgerung von Tieren. Natur u. Landschaft 56: 111–114.

NUORTEVA, P. (1971): The synanthropy of birds as an expression of the ecological cycle disorder caused by urbanization. Ann. zool. fenn. 8: 547–553.

OBST, J., A. STICH & K.-H. WICKL (1977): Todesfälle und Todesursachen beim Uhu *(Bubo bubo)* in Bayern. Garmischer vogelkdl. Ber. 3: 24–29.

ODUM, E.P. & J. REICHHOLF (1980): Ökologie: Grundbegriffe, Verknüpfungen, Perspektiven. 4. Aufl. München.

OELKE, H. (1968): Ökologisch-siedlungsbiologische Untersuchungen der Vogelwelt einer nordwestdeutschen Kulturlandschaft (Peiner Moränen- und Lößgebiet mittleres-östliches Niedersachsen). Mitt. Floristisch-soz. Arb. gem. NF 13: 126–171.

– (1977a): Methode der Bestandserfassung von Vögeln: Nestersuche – Revierkartierung. Orn. Mitt. 29: 151–166.

– (1977b): Bisher angewandte Methoden der Wintervogelbestandsaufnahmen, ein Überblick. Vogelwelt 98: 66–75.

– J. SCHIERER & W. WINKELMANN (1970): Winter bird censuses of an oakpine forest in Northwest-Germany, a methodological study. Bull. Ecol. Res. Comm. 9: 40–46.

– (1980): The bird structure of the Central European spruce forest biome – as regarded from breeding bird census. Proc. VI. Int. Conf. Bird Census Work Göttingen: 201–209.

OGILVIE, M.A. (1978): Wild Geese. Berkhamsted.

OLSCHOWY, G. (HRSG., 1978): Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland. Hamburg, Berlin.

OPITZ, H. (1975): Brutvorkommen, Gefährdung und Schutz des Großen Brachvogels. Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 7: 65–67.

Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Ostbayern (1978): Lebensraum Donautal. Schr. R. Naturschutz u. Landschaftspflege 11: 1–126.

OTTO, W. & W. RECKER (1976): Zum Einfluß nistökologischer Faktoren auf die Abundanz des Haussperlings in Berliner Neubauwohnvierteln. Falke 23: 330–337.

ORTLIEB, R. (1980): Der Rotmilan. Neue Brehm-Bücherei Nr. 532 Wittenberg-Lutherstadt.

OUWENEEL, G.L. (1979): Grauwe Ganzen *Anser anser* op Cromstijen, waarnemingen op een pleisterplaats langs het Hollands Diep. Limosa 52: 1–11.

PANNACH, D. (1979): Notizen über die Vogelwelt des Industriegeländes Großkraftwerk Boxberg. Abh. Ber. Naturkdemus. Görlitz 53: 1–8.

PANNACH, G. (1979): Dreijährige Siedlungsdichtenuntersuchungen in den Braunschweiger Rieselfeldern (1968–1970). Vogelwelt 95: 21–30.

PANZER, W. & H. RAUHE (1978): Die Vogelwelt an Elb- und Wesermündung. Bremerhaven, Verlag Männer vom Morgenstern. 336 S.

PARSLOW, J. (1973): Breeding birds of Britain and Ireland. Berkhamsted.

PEITZMEIER, J. (1957): Zum Ursachenkomplex der Verstädterung der Vögel. Orn. Mitt. 9: 92–93.

– (1975): Beeinflußt die landwirtschaftliche Betriebsweise den Wintervogelbestand der westfälischen Börde? Natur u. Heimat 35: 77–81.

– (1979): Avifauna von Westfalen. 2. Aufl. Abh. Landesmus. Naturkde. Münster 41; H. 3/4.

PELTZER, R. (1981): Zur Brutverbreitung des Rotmilans *(Milvus milvus)* in Luxemburg. Regulus 14: 72–77.

PETERS, J. (1979): Der gegenwärtige Brutbestand des Rotmilans *(Milvus m. milvus)* in Nieder-

sachsen unter besonderer Berücksichtigung des südniedersächischen Raumes. Faun. Mitt. Süd-Nieders. 2: 37–58.

Petersen, B. (1976): Der Dümmer. In: Blaszyk, P.: Naturschutzgebiete im Oldenburger -and. Oldenburg p. 99–128.

Pfeifer, S. & W. Keil (1961): Die qualitative und quantitative Zusammensetzung einer Population höhlen- und freibrütender Vogelarten in einem Versuchsgebiet für Vogelschutz bei Frankfurt am Main von 1949–1960. Orn. Mitt. 13: 7–11.

– K. Rothmann & H. Zettl (1973): Die Vogelwelt des Naturschutzgebietes Kühkopf-Knoblochsaue. In: Kühkopf-Knoblochsaue (Hrsg. S. Pfeifer). Bergen–Enkheim S. 59–106.

Pinowski, J. & S. Ch. Kendeigh (1977): Granivorous birds in ecosystems. London, New York, Melbourne.

Plath, L. (1974): Die Brutvögel des Überseehafens Rostock im Jahr 1972. Orn. Rundbrief Mecklenburg 15: 5–15.

– (1975): Siedlungsdichte der Vögel auf einer landwirtschaftlichen Nutzfläche im Kreis Rostock-Stadt. Mitt. IG Avifauna DDR 8: 79–80.

– (1975): Der Brutvogelbestand eines Industrie- und Lagerbezirkes im Stadtgebiet von Rostock. Mitt. IG Avifauna DDR 8: 81–83.

– (1976): Neststandorte und Siedlungsdichte des Haussperlings *(Passer domesticus)* in einem Rostocker Neubauwohngebiet. Orn. Rdbr. Mecklenburg 17: 13–15.

– (1976): Bestandsdichte, Verbreitung und Nistweise der Elster *(Pica pica)* im Gebiet der Stadt Rostock. Orn. Rdbrief Mecklenburg 17: 1–5.

– (1980): Zum Wasservogelinventar der Dorfteiche einer mecklenburgischen Grundmoränenlandschaft. Orn. Rdbrief. Mecklenburg 22: 72–66.

Ploeg, D.T.E. van der u.a. (1979): Vogels in Friesland. Leeuwarden 3 Bde.

Podloucky, R. (1980): Der Niederelberaum – Industrie kontra Natur. Veröff. Arb. gem. Umweltplanung (AUN).

Pointner, A. & H. Reichholf-Riehm (1974): Greifvogelvernichtung vor 100 Jahren. Mitt. zool. Ges. Braunau 2: 1–18.

Poltz, W. (1975): Über den Rückgang des Neuntöters *(Lanius collurio)*. Vogelwelt 96: 1–19.

– (1977): Bestandsentwicklungen bei Brutvögeln in der Bundesrepublik Deutschland. Vogelkundl. Bibliothek 6. Greven.

Präsent, I. (1974): Interessantes aus einer Sammlung ornithologischer Beobachtungsdaten der Jahre 1806–1960 (Aves). Mitt. Abh. Zool. Landesmus. Joanneum 3: 49–65.

Prinz, L. (1966): Qualitative ornithologische Bestandsaufnahmen und Auswirkungen einer Flußbegradigung auf den Brutvogelbesatz zweier Wiesenflächen im Raum Münster. Abh. Landesmus. Naturkde. Münster 28: 33–41.

Prinzinger, R. (1979): Der Schwarzhalstaucher. Neue Brehm-Bücherei Nr. 521. Wittenberg-Lutherstadt.

– & G. (1980): Pestizide und Brutbiologie der Vögel. Vogelkdl. Bibl. 12, Greven.

Prünte, W. & T. Raus (1970): Über das Vorkommen des Wachtelkönigs *(Crex crex)* in Mittelwestfalen. Anthus 7: 1–6.

Puchstein, K. (1966): Zur Vogelökologie gemischter Flächen. Vogelwelt 87: 161–176.

– (1973): Arbeitspapier Buchfink: Versuch einer Monographie für die Avifauna Schleswig-Holstein. Corax, Einzelveröffentlichung.

– (1980): Zur Vogelwelt der schleswig-holsteinischen Knicklandschaft mit einer ornitho-ökologischen Bewertung der Knickstrukturen. Corax 8: 62–106.

Radermacher, W. (1977): Die Vogelwelt im Bergischen Land im Raume Neunkirchen–Seelscheid. Beitr. Avifauna Rheinland 9: 1–176.

Ranftl, H. (1978): Flurbereinigungsverfahren und Naturschutz – ein Beispiel aus Mittelfranken. Ber Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 18: 96–100.

– (1979a): Berücksichtigung des Arten- und Biotopschutzes in der Flurbereinigung. Jb. Naturschutz u. Landschaftspfl. 29: 37–50.

– (1980): Der Haubentaucher *(Podiceps cristatus)* in Bayern. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, Schr. R. Naturschutz u. Landschaftspflege 12: 1959–170.

– (1982): Die Situation des Großen Brachvogels *(Numenius argnata)* in Bayern. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 25: 45–60.
– H. BANDORF & J. HARTH (1976): Der Graureiher *Ardea cinerea* in Bayern. Anz. orn. Ges. Bayern 15: 161–184.
– & H. UTSCHICK (1978): Bestand und Reproduktion des Höckerschwans in Bayern. J. Orn. 119: 238–239.
RAPPE, A. (1978): Enquete sur la nidification de l'Hirondelle de Fenêtre *(Delichon urbica)* en Belgique. Gerfaut 68: 217–227.
RASSOW, A. & K. HAARMANN (1976): Kolkrabenbruten in der Umgebung Hamburgs seit 1949. Hamb. avifaun. Beitr. 5: 32–41.
Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1980): Umweltprobleme der Nordsee. Sondergutachten. Stuttgart–Mainz.
RAVUSSIN, P.-A., & P. MELLINA (1979): Evolution de l' avifaune nicheuse d' un cimetriere lausannois an cours de 25 annees. Nos Oiseaux 35: 157–169. .
REDER, U. (1973): Die Siedlungsdichte der Vögel in einer Feldgehölz- und Heckenlandschaft des Eichfeldes. Mitt. IG Avifauna DDR 6: 41–44.
REICHHOFF, L., L. JESCHKE, M. GÖRNER & H. KÖNIG (1979): Eine Typisierung des Graslandes der DDR im Hinblick auf ornitho-ökologische Untersuchungen. Falke 26: 270–278.
REICHHOLF, J. (1970): Der Einfluß von Störungen durch Angler auf den Entenbrutbestand auf den Altwässern am unteren Inn. Vogelwelt 91: 68–72.
– (1972): Der Durchzug der Bekassine *(Capella gallinago)* an den Stauseen am unteren Inn. Versuch einer ökologischen Analyse. Anz. orn. Ges. Bayern 11: 139–163.
– (1973a): Begründung einer ökologischen Strategie der Jagd auf Enten (Anatidae). Anz. orn. Ges. Bayern 12: 237–247.
– (1973b): Die Bestandsentwicklung des Höckerschwans *(Cygnus olor)* und seine Einordnung in das Ökosystem der Innstauseen. Anz. orn. Ges. Bayern 12: 15–46.
– (1973c): Der Einfluß der Flurbereinigung auf den Bestand an Rebhühnern *(Perdix perdix)*. Anz. orn. Ges. Bayern 12: 100–105.
– (1975a): Der Einfluß von Erholungsbetrieb, Angelsport und Jagd auf das Wasservogel-Schutzgebiet am unteren Inn und die Möglichkeiten und Chancen zur Steuerung der Entwicklung. Schr. R. Landschaftspflege Naturschutz 12: 109–116.
– (1975b): Bestandsregulierung bei der Lachmöwe im Binnenland? Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 15: 55–63.
– (1976a): Die quantitative Bedeutung der Wasservögel für das Ökosystem eines Innstausees. Verh. Ges. Ökol. Wien 1975: 247–254.
– (1976b): Die trophische Struktur der Wasservogelgemeinschaft des Skutari-Sees und ihre jahreszeitliche Dynamik. Verh. orn. Ges. Bayern 22: 450–460.
– (1976c): Ökologische Aspekte der Veränderung von Flora und Fauna in der Bundesrepublik Deutschland. Schr. Reihe f. Vegetationskde. 10: 393–399.
– (1976d): Dämme als artenreiche Biotope. Natur u. Landschaft 51: 209–212.
– (1977a): Der Seeadler *Haliaeetus albicilla* als Wintergast in Bayern. Anz. orn. Ges. Bayern 16: 72–80.
– (1977b): Nahrungsökologische Konkurrenz zwischen Mäusebussard *Buteo buteo* und Turmfalke *Falco tinnunculus?* Verh. orn. Ges. Bayern 23: 89–93.
– (1977c): Die Ökostruktur der Innstauseen: Bilanz eines Forschungsprojektes. Bild d. Wiss. 14/18: 32–41.
– (1978): Rasterkariterung der Brutvögel im südostbayerischen Inntal. Garmischer vogelkdl. Ber. 4: 1–56.
– (1980): Zehn Jahre Greifvogelschutz – eine Regionalbilanz aus Südostbayern. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 20: 23–32.
– & K. SCHMIDTKE (1977): Status und Entwicklung des Brutbestandes der Lachmöwe in Bayern. Ber. Akad. Naturschutz Landschaftspflege 1: 4–8.
– & H. UTSCHICK (1977): Die Brutvögel der Salzachmündung. Garmischer vogelkdl. Ber. 2: 41–48.

REIHHOLF-RIEHM, H. & H. UTSCHICK (1974): Die Beutelmeise *Remiz pendulinus* am unteren Inn und ihr Vorkommen in Mitteleuropa. Anz. orn. Ges. Bayern.

REINER, H. (1981): Eine Dachbrut des Austernfischers *(Haematopus ostralegus)* in Bremerhaven. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 13: 17.

REMMERT, H. (1980): Ökologie. Berlin, Heidelberg, 2. Aufl.

RENSSON, T.A. (1977): Vogels onder hoogspanning. 'S Graveland.

ŘEPA, P. (1979): Qualitative und quantitative Zusammensetzung der Wasservogelgesellschaften im staatlichen Naturschutzgebiet Anenske rybniky bei Marianski Lazuc (Südwestböhmen). Folia mus. rer. nat. Bohem. Occ. 12: 1–30.

RETTIG, K. (1971): Bausteine zu einer Avifauna im Nordwestteil Ostfrieslands. Mitt. Arb. gruppe Ostfr. Landschaft 2: 104–122.

REYMONET, J.L. & B. CHABERT (1966): L' évolution des biotopes et de l' avifaune au marais des Echets (Ain) entre 1936 et 1965. Nos Oiseaux 28: 265–274.

RHEINWALD, G. (1977): Der Einfluß des Menschen auf die heimische Vogelfauna. Decheniana 130: 254–258.

RICKLEFS, R.E. (1972): Fecundity, mortality, and avian demography. In: Farner, D. Breeding biology of birds, Washington: 366–435.

RIGGENBACH, H.E. (1979): Die Dohle *Corvus monedula* in der Schweiz. Orn. Beob. 76: 153–168.

RIEDERER, M. (1977): Untersuchungen an der Vogelwelt ostbayerischer Kiesgruben unter Berücksichtigung verschiedener Sukzessionsstadien und Rekultivierungstypen. Jber. Orn. Arb. Gem. Ostbayern 4: 16–41.

– (1978): Die Vogelwelt der rekultivierten Kiesgruben »Kögelhaufen« bei Neustadt an der Donau. Jber. Orn. Arb. Gem. Ostbayern 5: 1–28.

RIESE, K. (1969): Bestandsaufnahmen 1964 bei Ringeltaube, Türkentaube und Elster in der Stadt Wilhelmshaven. Oldenburger Jb. 66: 151–160 (1967).

RINGLEBEN, H. (1974/75): Über unbeständige Brutvorstöße nach Niedersachsen und Ansiedlungen gebietsfremder Vögel in unserem Land. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 6: 85–96; 7: 32–39.

RINNHOFER, G. (1965): Die Vogelwelt eines Großstadtfriedhofs am Fuße des Erzgebirges. Zool. Abh. Mus. Tierkde. Dresden 28: 1–55.

– (1969): Beobachtungen an der Vogelwelt eines Großstadt-Ruderalgeländes (Karl-Marx-Stadt). Hercynia 6: 1–35.

– & D. SAEMANN (1968): Zur Vogelwelt auf Großstadt-Ruderalstellen am Erzgebirgsnordrand. Zool. Abh. Museum Tierkde. Dresden 29: 257–272.

RISTOW, D. (1975): Der Trauerschnäpper *(Ficedula hypoleuca)* in der Eifel und im Kottenforst bei Bonn. Beitr. Avifauna Rheinland 5: 1–74.

– & M. BRAUN (1977): Der Raubwürger *(Lanius excubitor)* in der Eifel und im Westerwald. Charadrius 13: 33–59.

RITTER, M. (1980): Der Brutvogelbestand einer intensiv genutzten Kulturlandschaft im schweizerischen Mittelland. Orn. Beob. 77: 65–71.

ROBIEN, P. (1942): Der Brutvogelbestand im Mönne-Gebiet im Wandel von 20 Jahren. Beitr. FortPflBiol. Vögel 18: 134–139.

ROCHLITZER, R. & H. KÜHNEL (1979): Die Vogelwelt des Gebietes Köthen. Naumann-Museum, Köthen, 131 S.

ROCKENBAUCH, D. (1975): Zwölfjährige Untersuchungen zur Ökologie des Mäusebussards *(Buteo buteo)* auf der Schwäbischen Alb. J. Orn. 116: 39–54.

– (1978): Untergang und Wiederkehr des Uhus in Baden-Württemberg. Anz. orn. Ges. Bayern 17: 293–328.

ROOS, G.Th. de (1978): Faunasterfte in het verkeer op Klielanden Terschelling. Vogeljaar 25: 269–272.

ROTENBERRY, J.T., R.E. FITZNER & W.H. RICKARD (1979): Seasonal variation in avian community structure: differences in mechanism regulating diversity. Auk 96: 499–505.

RÜGER, A. (1981): Bestandsstützung durch Adoptions-Verfahren. Erfahrungen mit Seeadlern in Schleswig-Holstein. Natur u. Landschaft 56: 133–135.

Rust, R. (1977): Zur Populationsdynamik und Ernährung des Habichts *(Accipiter gentilis)* in Südbayern. Garmischer vogelkdl. Ber. 2: 1–9.

Ruthenberg, H. (1977): Zu Veränderungen in der Vogelwelt des Naturschutzgebietes Nonnenhof. Falke 24: 16–22.

Ruthke, P. (1951): Die Brutvögel des Mönnegebietes im pommerschen Oderdelta. Orn. Abh. 11: 1–40.

Rutschke, E. (1980): Der Wandel der Vogelwelt in der DDR unter dem Einfluß veränderter Umweltbedingungen. Falke 27: 329–341.

Saemann, D. (1968): Zur Typisierung städtischer Lebensräume im Hinblick auf avifaunistische Untersuchungen. Mitt. IG Avifauna DDR 1: 81–88.

– (1969): Der Brutbestand der Türkentaube in Karl-Marx-Stadt nach 20 jähriger Siedlungszeit. Falke 16: 188–191.

– (1969 b): Veränderungen im Brutbestand einiger Vogelarten in Karl-Marx-Stadt während der letzten zehn Jahre. Falke 18: 81–86.

– (1970 a): Die Brutvogelfauna einer sächsischen Großstadt. Veröff. Mus. Naturkde. Karl-Marx-Stadt 5: 21–85.

– (1970 b): Untersuchungen zur Siedlungsdichte einiger Großstadtvögel in Karl-Marx-Stadt. Mitt. IG Avifauna DDR 3: 3–25.

– (1973): Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Vögel in verschiedenen Großstadthabitaten. Mitt. IG Avifauna DDR 6: 3–24.

– (1974): Der gegenwärtige Stand der Urbanisierung der Wacholderdrossel *Turdus pilaris* L. in einer sächsischen Großstadt. Beitr. Vogelkde. 20: 12–41.

– (1975): Studien an einer Großstadtpopulation der Türkentaube *Streptopelia decaocto* im Süden der DDR. Hercynia 12: 361–388.

Schäfer, J. (1979): Zur Siedlungsdichte der Brutvögel in einem Flachmoor bei Illertissen. Garmischer vogelkdl. Ber. 5: 21–32.

Schenker, A. (1977): Das ehemalige Verbreitungsgebiet des Walddrapps *Geronticus eremita* in Europa. Orn. Beob. 74: 13–30.

Scherner, E.R. (1974): Biotop, Verbreitung und Bestand brütender Höckerschwäne *(Cygnus olor)* in Bremen, Hamburg, Hessen, Niedersachsen, Schleswig-Holstein und West-Berlin 1969. Vogelwelt 95: 161–169.

– (1977): Möglichkeiten und Grenzen ornithologischer Beiträge zu Landeskunde und Umweltforschung am Beispiel der Avifauna des Solling. Dissertation Göttingen.

– (1980 a): Der Höckerschwan *(Cygnus olor)* als Brutvogel in Nordwestdeutschland vor 1945. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 12, Sonderheft: 37–43.

– (1980 b): Vogel und Umwelt im Solling. Faun. Mitt. Südniedersachsen 3: 1–240.

– & O. Wilde (1972): Bestandsaufnahmen der Nachtigall *(Luscinia megarhynchos)* in Wolfsburg. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 4: 15–18.

Scherzinger, W. (1976): Rauhfuß-Hühner. Nationalpark Bayer. Wald H. 2, München.

– (1981): Chancen der Wiedereinbürgerung von Waldhühnern in Deutschland. Natur u. Landschaft 56: 131–132.

Schiermann, G. (1942, 1943): Studien über Siedlungsdichte im Brutgebiet. Beitr. FortPflBiol. Vögel 18: 62–68; 19: 13–18.

Schifferli, A. (1976): Ausbreitung des Seidensängers von Südfrankreich bis nach England, und sein Erscheinen in der Schweiz. Orn. Beob. 73: 31–32.

– & P. D'Alessandri (1975): Erster Brutnachweis der Wacholderdrossel im Tessin. Orn. Beob. 72: 202.

– P. Géroudet & R. Winkler (1980): Verbreitungsatlas der Brutvögel der Schweiz. Sempach 462 S.

Schildmacher, H. (1975): Der Bestand des Weißstorches in der Deutschen Demokratischen Republik im Jahre 1974. Falke 22: 366–371.

Schilling, F., M. Böttcher & G. Walter (1981): Probleme des Zeckenbefalls bei Nestlingen des Wanderfalken *(Falco peregrinus)*. J. Orn. 122: 359–367.

– & C. König (1970): Die Biozidbelastung des Wanderfalken *(Falco peregrinus)* in Baden-Württemberg und ihre Auswirkung auf die Populationsentwicklung. J. Orn. 121: 1–35.
Schlegel, R. (1925): Die Vogelwelt des nordwestlichen Sachsenlandes. Leipzig 274 S.
Schlenker, R. (1973): Über Brutvorkommen und Schutz der Schwarzkopfmöwe *(Larus melanocephalus)* in Deutschland. Vogelwelt 94: 182–188.
Schmitdt, E. (1976): Über ökologische Beziehungen zwischen Steinbrüchen und den dort brütenden Vögeln in Ungarn. Beitr. Vogelkde. 22: 101–104.
Schmidt, F.-U. (1978): Die »Northeimer Seenplatte« (Kiesseen Northeim) – Planung eines Wasservogelreservates. Faun. Mitt. Süd-Niedersachsen 1: 179–186.
Schmidt, G.A. & K. Brehm (1974): Vogelleben zwischen Nord- und Ostsee. Neumünster.
Schmidt, J. (1974): Die winterlichen Sammelplätze der Waldohreule *(Asio otus)* im Zeitraum der letzten 20 Jahre in Leipzig und Umgebung. Actitis 8: 29–39.
Schmidt, K. (1976): Zur Brutbiologie und zur Verbreitung des Haubentauchers in Südthüringen (Bez. Suhl). Falke 23: 121–123.
Schmidt-Moser, R. (1980): Hauke-Haien-Koog-Bericht 1979. Seevögel 1: 1–21.
Schmidtke, K. (1975): Die Brutkolonien der Lachmöwe *Larus ridibundus* im Rußweihergebiet bei Eschenbach/Oberpfalz. Anz. orn. Ges. Bayern 14: 237–260.
Schnebel, G. (1969): Die Vogelwelt einer Parklandschaft im Winter. Orn. Mitt. 21: 245–251.
Schneider, E. (1979): Angler – Vogelfeinde wider Willen. Wir und die Vögel 10: 4–7.
Schnurre, O. (1921): Die Vögel der deutschen Kulturlandschaft. Marburg.
Schonert, H.& G. Heise (1970): Die Vögel des Kreises Prenzlau. Orn. Rbrief Mecklenburg 11: 1–43.
Schönfeld, M. & P. Bauer (1972): Ergebnisse der 8jährigen Untersuchungen an der Höhlenbrüterpopulation eines Eichen-Hainbuchen-Linden-Waldes an der »Alten Göhle« bei Freyburg/Unstrut. Hercynia 9: 40–68.
Schoof, E. (1975): Betrachtungen über ornithologische Auszüge aus den Abschlußlisten der Grafen von Waldeck zu Bergheim und des Revierförsters Abraham in Altwildungen von 1834 bis 1945. Vogelkdl. Hefte Waldeck 1: 9–37.
Schreiner, J. (1980): Vogelbiotop Wiese. Bestandsaufnahmen indikatorisch bedeutsamer Arten in Ostbayern. Schr. R. Naturschutz u. Landschaftspfl. (München) H. 12: 171–185.
Schubert, W. (1980): Zum Status und Rückgang einiger Vogelarten im Kreis Böblingen. Ökologie d. Vögel 2: 189–197.
Schumacher, H.-U. (1979): Der Sommervogelbestand von sechs Kiesgruben (75 ha) am Ortsrand Hamburgs. Hamb. avifaun. Beitr. 16: 9–18.
Schumann, H. (1968): Nachtigallenzählung in Hannover im Frühling 1965. Beitr. Naturkde. Niedersachsen 21: 21–26.
– (1974): Vermehrung und Schwund unter den Vögeln eines Geländes nordöstlich von Hannover im Verlauf von drei Jahrzehnten. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 6: 97–106.
Schuster, S. (1979a): Sportfischerei und Vogelschutz: Die Behörden müssen eingreifen. Wir und die Vögel 10: 7–9.
– (1979b): Bilanz der Brutvögel im Bodenseegebiet 1929–1979. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 19: 69–74.
– & G. Knötsch (1978): Angelsport und Naturschutz, eine Dokumentation des DBV. Aktiver Naturschutz, BUND Information 2: 18–20.
Schüz, E. (1955): Der Weißkopfgeier einst Brutvogel der Schwäbischen Alb. Vogelwarte 18: 67–70.
– (1980): Status und Veränderung des Weißstorch-Bestandes. Naturw. Rundschau 33: 102–104.
– & J. Szijj (1975): Bestandsänderungen beim Weißstorch, fünfte Übersicht: 1959–1972. Vogelwarte 28: 61–93.
Schwarthoff, H. (1974): Vögel im Jülicher Land. Beitr. Avifauna Rheinland 4: 1–309.
Schwede-Lüderitz, G. (1976): Ergebnisse der Brutbestandserfassung des Graureihers für das Gebiet der DDR im Jahre 1973. Falke 23: 232–240.
Schwerdtfeger, F. (1975): Synökologie. Hamburg, Berlin.

Scott, D.A. (1980): A preliminary inventory of wetlands of international importance for waterfowl in West Europe and Northwest Africa. IWRB Spec. Publ. 2, Slimbridge.

Scott, R.E., L.J. Roberts & C.J. Ladbury (1972): Bird deaths from power lines at Dungeness. Brit. Birds 65: 273–286.

Seibert, F. (1967): Die Brutvögel eines isolierten Feldgehölzes. Orn. Rdbrief Mecklenburg 5: 52–58.

Sellin, D. (1978): Zum Vorkommen des Kolkraben *(Corvus corax)* im Gebiet zwischen Greifswald und Wolgast in den Jahren 1975 und 1976. Orn. Rdbrief Mecklenburg 19: 4–7.

Semmler, W. (1970): Die Vogelwelt der Jenaer Landschaft. Jena.

Sharrock, J.T.R. (1977): The Atlas of breeding birds in Britain and Ireland. Berkhamsted.

Siefke, A. (1964): Die Entwicklung eines Höhlenbrüterbestandes 1955–1963. Aufs. Vogelschutz Vogelkde. 1: 20–36.

Simms, E. (1975): Birds of town and suburb. London.

Slud, P. (1976): Geographic and climatic relationships of avifaunas with special reference to comparative distribution in the Neotropics. Smithsonian Contr. Zool. 212; 149 S.

Smit, C.J. & W.J. Wolff (1980): Birds of the Wadden Sea. Wadden Sea Working Group Rep. 6, Leiden.

Sonnabend H. & W. Poltz (1978): 30jährige Bestandsaufnahme von Raubwürger *Lanius excubitor* und Rotkopfwürger *Lanius senator* am nordwestlichen Bodensee. Anz. orn. Ges. Bayern 17: 133–139.

– & W. Poltz (1979): Daten zur Brutbiologie des Neuntöters *Lanius collurio* am nordwestlichen Bodensee. J. Orn. 120: 316–321.

Sothmann, L. (1980): Donau-Ausbau. Ein Lebensraum in Gefahr. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 20: 85–88.

Sponselee, G. (1980): Verstoring van slikvogels door pierenspitters en sportvissers. Vogeljaar 28: 321–324.

Sukopp, H., H.-P. Blume u.a. (1974): Ökologische Charakteristik von Großstädten, besonders anthropogene Veränderungen von Klima, Boden und Vegetation. TUB-2. Techn. Univ. Berlin 6: 469–488.

Svensson, S. (1978): Efficiency of two methods for monitoring bird population levels: Breeding bird census contra counts of migrating birds. Oikos 30: 373–386.

– (1979): Comparison of bird census methods. Proc. VI. Int. Conf. Bird Census Work Göttingen: 13–22.

Synnatzschke, J. (1974): Zum Greifvogelbestand im südlichen Harzvorland. Apus 3: 49–73.

Staudinger, M. (1978): Erfolgreiche Brut der Schwarzkopfmöwe *(Larus melanocephalus)* im Burgenland, Österreich. Egretta 21: 8–11.

Stegmann, K.-D. (1973): Quantitative Untersuchungen des Brutvogelbestandes in verschiedenen Gehölzen der Friedländer Großen Wiese im Jahre 1970. Orn. Rdbrief Mecklenburg 14: 27–36.

Steinbacher, G. & G. (1974): Der Bestand des Weißstorchs *Ciconia ciconia* 1954–1974 im bayerischen Regierungsbezirk Schwaben. Ber. Naturw. Ver. Schwaben 78: 75–80.

Steinborn, G. (1975): Zur Situation des Neuntöters *(Lanius collurio)* in Westfalen. Alcedo 2: 77–94.

Stern, H. u.a. (1979): Rettet den Wald. München.

Stichmann, W. & U. Stichmann-Marny (1975): Bestandsentwicklung und Schutz des Graureihers in Westfalen. Mitt. Landesstelle f. Naturschutz u. Landschaftspfl. Nordrhein-Westfalen 13, 8 S.

Stiefel, A. & K. Schmidt (1980): Der Wachtelkönig auf dem Territorium der DDR. Naumann Festschr. 1980: 68–89.

Streese, U.P. (1972): Der Wachtelkönig im Hamburger Raum. Hamb. avifaun. Beitr. 10: 1–24.

Teixeira, R.M. (1979): Atlas van de Nederlandse broedvogels. 's-Graveland.

Thielcke, G. (1975a): Management für bedrohte Vogelarten. Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspfl. Baden-Württemberg 7: 121–132.

– (1975b): Hilfe für Wasservögel. Vogelkdl. Bibliothek Nr. 1 Greven.

– (1979): Die Situation der Vögel in der Bundesrepublik Deutschland. Ber. Dtsch. Int Rat Vogelschutz 19: 23–28.

THIELE, H.-U. (1978): Veränderungen des Brutvogelbestandes in einem rheinischen Waldgebiet in 25 Jahren (1952–1977). Beitr. Avifauna Rheinland 11: 56–74.

THIES, H. (1978): Bestand und Ökologie der Greifvögel im Kisdorfer Wohld, Kreis Segeberg, unter besonderer Berücksichtigung des Mäusebussards und des Niederwildbesatzes. Corax 6: 1–21.

THIOLLAY, J.M. (1978): Structures écologiques comparées des peuplements aviens de forêts mixtes temperées. Gerfaut 68: 347–372.

TISCHLER, W. (1980): Biologie der Kulturlandschaft. Stuttgart.

TOLMAN, R. (1969): De kievit. Baarn, NL.

TOMIAŁOJĆ, L. (1974): The quantitative analysis of the breeding and winter avifauna of the forests in the vicinity of Legnica (lower Silesia). Acta orn. 14: 59–97.

– (1976): Birds of Poland. Warschau.

– (1976): The urban population of the Woodpigeon *Columba palumbus* Linneaus, 1758, in Europe – its origin, incrase and distribution. Acta zool. Cracov. 21: 585–631.

– (1979): The impact of predation on urban and rural woodpigeon *(Columba palumbus* L.*)* populations. Pol. ecol. Stud. 5: 141–220.

– & P. PROFUS (1977): Comparative analysis of breeding bird communities in two parks of Wrocław and in an adjacent Querco-Carpinetum forest. Acta orn. 16: 117–177.

TRAUTMANN, W. (1976): Veränderungen der Gehölzflora und Waldvegetation in jüngerer Zeit. Schr. R. Veg. kde. 10: 91–108.

TRELLINGER, K. & J. LUCE (1976): Die Vogelwelt der Stauseen der mittleren Isar zwischen Landshut und Moosburg. Ber. Naturw. Ver. Landshut 26: 52–114.

TUCHSCHERER, K. (1966): Untersuchungen über den Vogelbestand im Gebiet des Torgauer Großteiches in den Jahren 1958 bis 1965. Hercynia 3: 250–332.

– (1966): Der Einfluß der Entenmast auf den Vogelbestand von Fischteichen. Beitr. Vogelkde. 11: 211–216.

TURCEK, F.J. (1972): Birds as biological indicators. Quaestiones geobiol. 10: 7–141.

TYDEMAN, C.F. (1977): The importance of the close fishing season to breeding bird communities. J. Environmental Mgmt. 5: 289–296.

ULFSTRAND, S. (1977): Foraging niche dynamics and overlap in a guild of Passerine birds in a South Swedish coniferous woodland. Oecologia 16: 23–45.

ULLRICH, B. (1971): Untersuchungen zur Ethologie und Ökologie des Rotkopfwürgers *(Lanius senator)* in Südwestdeutschland im Vergleich zu Raubwürger *(L. excubitor)*, Schwarzstirnwürger *(L. minor)* und Neuntöter *(L. collurio)*. Vogelwarte 26: 1–77.

– (1975): Bestandsgefährdung von Vogelarten im Ökosystem »Streuobstwiese« unter besonderer Berücksichtigung von Steinkauz *Athene noctua* und den einheimischen Würgerarten der Gattung *Lanius*. Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Baden-Württemberg 7: 90–110.

– (1980): Zur Populationsdynamik des Steinkauzes *(Athene noctua)*. Vogelwarte 30: 179–198.

ULRICH, A. (1973): Die Verbreitung des Kiebitzes im Kreis Wolmirstedt und der Einfluß unterschiedlicher Wasserstandsverhältnisse auf den jährlichen Bestand. Apus 3: 9–16.

UFER, W. (1973): Quantitative Bestandsaufnahme der Brutvögel der Kiesgrube Rottmannsdorf im Saalkreis 1968. Apus 3: 17–18.

URBÁNEK, B. (1962): Einfluß der Klimaveränderungen auf die Vogelwelt der Tschechoslowakei. Beitr. Naturkdemus. Stralsund 1: 97–114.

UTSCHICK, H. (1976): Die Wasservögel als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Seen. Verh. orn. Ges. Bayern 22: 395–438.

– (1978): Zur ökologischen Einnischung von 4 Laubsängerarten *(Phylloscopus)* im Murnauer Moos, Oberbayern. Anz. orn. Ges. Bayern 17: 200–224.

– (1980): Erfahrungen bei der Suche und Betreuung von Kolonien des Graureihers *(Ardea cinerea)*. Garmischer vogelkdl. Ber. 7: 47–53.

– (1981): Die ökologische Situation des Graureihers in Bayern. Vogelschutz 2: 12–16.

– & J. Buchberger (1980): Aufenthalt und Jagdaktivitäten des Graureihers in Gebieten unterschiedlicher Funktion. Rast und Nahrungssuche. Garmischer vogelkdl. Ber. 7: 9–27.

Veen, J. (1981): Breeding behaviour and breeding success of a colony Little Gulls *Larus minutus* in the Netherlands. Limosa 53: 73–83.

Vidal, A. (1975a): Die Vogelwelt des Donaualtwassers Donaustauf. Acta Albertina Ratisbonensia 35: 5–17.

– (1975b): Ökologisch-faunistische Untersuchungen der Vogelwelt einiger Waldflächen im Raum Regensburg. Anz. orn. Ges. Bayern 14: 181–195.

– (1980a): Die Vogelwelt von Steinbrüchen in der Region Regensburg. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 27–35.

– (1980b): Die ornithologische Bedeutung der Hartholzauenreste des oberpfälzer Donautales. Acta. Albertina Ratisbonensia 39: 149–160.

Visser, D. (1979): De maasheggen en haar vogels. Vogeljaar 27: 216–225.

Voet, H. & L. Benoy (1979): Het Natuur reservaat te Oorderen-Antwerpen als broedgebied en pleisterplaats voor watervogels. Gerfaut 69: 111–156.

Volkmann, G. (1968): Die Brutkolonien der Saatkrähe, *Corvus frugilegus*, im Hamburger Gebiet. Hamb. avifaun. Beitr. 6: 1–11.

Vondracek, J. (1978): Veränderungen in der Vogelwelt des Nordböhmischen Bezirkes. Falke 25: 386–389.

Voous, K.H. (1973, 1977): List of recent holarctic bird species. Ibis 155: 612–638; 119: 223–250, 376–406.

Walter, H. (1973): Zum anthropogenen Charakter der rheinischen Vogelwelt. Charadrius 9: 40–51.

Wartmann, B. (1977): Die Vögel des Prättigaus und ihre Höhenverbreitung. Jber. Naturf. Ges. Graubünden 97: 21–95.

– & R.K. Furrer (1977): Zur Struktur der Avifauna eines Alpentales entlang des Höhengradienten. I. Veränderungen zur Brutzeit. Orn. Beob. 74: 137–160.

– & R.K. Furrer (1978): Zur Struktur der Avifauna eines Alpentales entlang des Höhengradienten. II. Ökologische Gilden. Orn. Beob. 75: 1–9.

Wassenich, V. (1971): Die Brutvögel Luxemburgs in Zahl und Grafik. Regulus 10: 267–280.

Wawrzyniak, H. & G. Sohns (1977): Der Seggenrohrsänger. Neue Brehm-Bücherei Nr. 504, Wittenberg-Lutherstadt.

Weber, H. (1970): Der Alpenbirkenzeisig, Brutvogel im sächischen Erzgebirge. Falke 17: 418–419.

– (1973): Entwicklung einer weitgehend abgeschlossenen Haussperlingspopulation im NSchG Serrahn. Falke 20: 368–374; 415–418.

Wegener, L. (1972): Vogelbestand einer Wiese im Kreis Waren (Müritz). Mitt. IG Avifauna DDR 5: 83–84.

Weissert, B. (1980): Der Bestand des Weißstorches, *Ciconia ciconia* L., in der Steiermark im Jahre 1979. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum Graz 9: 125–135.

Weissköppel, P. (1975): Die Vogelwelt am Steinhuder Meer und in seiner weiteren Umgebung. Wunstorf, 168 S.

Wendland, V. (1971): Die Wirbeltiere Westberlins. Berlin, Duncker & Humblot, 128 S.

– (1972): 14jährige Beobachtungen zur Vermehrung des Waldkauzes *(Strix aluco* L.*)*. J. Orn. 113: 276–286.

– (1980): Der Waldkauz *(Strix aluco)* im bebauten Stadtgebiet von Berlin (West). Beitr. Vogelkde. 26: 137–151.

Wendt, D. (1966): Vogelbestands-Untersuchungen im Revier Dargun in den Jahren 1959 und 1962. Natur u. Naturschutz Mecklenburg 4: 163–185.

Wendt, H. (1967): Quantitative Aufnahmen des Vogelbestandes in der nordöstlichen Heide Mecklenburgs im Jahre 1964 unter besonderer Berücksichtigung der Biotope. Orn. Rdbrief Mecklenburg 5: 36–51.

Westermann, K. & F. Saumer (1970): Die Vögel des Landschaftsschutzgebietes »Taubergießen« und einiger angrenz. Gebiete. Mitt. Bad Landesver. Naturkde. Naturschutz NF 10: 375–415.

WICHT, U.v. (1972): Erstmals kolonieartiges Brüten des Höckerschwans *(Cygnus olor)* am Bodensee. Anz. orn. Ges. Bayern 11: 164–167.
WICKL, K.-H. (1979): Der Uhu *(Bubo bubo)* in Bayern. Garmischer vogelkdl. Ber. 6: 1–47.
WIEHE, H. (1970): Der Sommervogelbestand eines Erlenbruchwaldes mit Zeltplätzen in der Schunteraue bei Braunschweig (1935–68). Vogelwelt 91: 130–137.
– (1976): Vogelbestand und -bestandsfluktuationen eines Parks im Stadtzentrum Braunschweigs 1969/73. Orn. Mitt. 28: 131–136.
– (1973): Über die Auswirkungen von Störungen (menschlicher Einfluß) auf den Brutbestand eines Bruchwaldes bei Braunschweig. Vogelwelt 94: 161–175.
WINK, M. (1971): Qualitative, quantitative und populationsdynamische Untersuchungen des Vogelbestandes im Bonner Stadtteil Kottendorf. Charadrius 7: 37–62.
– (1974): Veränderungen des Brutvogelbestandes der Siegniederung bei Bonn in den vergangenen 14 Jahren (1960–1973). Vogelwelt 95: 121–137.
– (1975): Der Einfluß der Höhenlage auf die Brutvogelgemeinschaften von Besenginster *(Sarothamnus)*-Heiden der Eifel. Vogelwelt 96: 121–135.
– (1980): Aussagemöglichkeiten der Rasterkartierung für langfristige und großflächige Brutvogel-Bestandsveränderungen: Ergebnisse im Großraum Bonns 1974–1978. J. Orn. 121: 245–256.
WINKLER, M. (1975): Untersuchungen zur Statik und Dynamik von Ökosystemen. Mitt. Zool. Ges. Braunau 2: 51–150.
WITT, K. (1978): Überblick über Siedlungsdichte-Untersuchungen in Berlin (West). Orn. Ber. Berlin (West) 3: 5–34.
WITTENBERG, J. (1967): Das Vorkommen der Reiherente im Hamburger Gebiet. Hamb. avifaun. Beitr. 5: 1–31.
WOBUS, U. (1964): Zur Biologie von Haubentaucher *(Podiceps cristatus)* und Rothalstaucher *(Podiceps griseigena)* und ihrer Verbreitung im Kreis Niesky/ Oberlausitz. Abh. Ber. Naturkdemus. Görlitz 39, Nr. 12.
WODNER, D. (1975): Zur Vogelwelt des Eichsfeldes. Eichsfelder Heimathefte (Worbis), Sondernr. 128 S.
WÜST, W. (1931): Über säkuläre Veränderungen in der Avifauna der Münchner Umgebung und die Ursachen dieser Erscheinung. Verh. orn. Ges. Bayern 19: 225–331.
– (1949): Die Vogelwelt des Augsburger Westens. Abh. Naturw. Ver. Schwaben 4: 1–107.
– (1954): 25 Jahre Ismaninger Vogelparadies. Anz. orn. Ges. Bayern 4: 201–261.
– (1970): Die Vogelwelt der Landeshauptstadt München. Bund Naturschutz in Bayern, Sonderdruck.
– (1973): Die Vogelwelt des Nymphenburger Parks München. Tier und Umwelt 9/10, 108 S.
– (1978): Bibliographie zur Avifauna Bayerns. Abh. Bayer. Akad. Wiss. math.-naturw. Klasse H. 153.
– (1978): Europa-Reservat Ismaninger Teichgebiet. 31. Bericht: 1972–1973. Anz. orn. Ges. Bayern 17: 9–36.
YEATMAN, L.J. (1971): Histoire des oiseaux d' Europe. Paris–Montreal.
– (1976): Atlas des oiseaux nicheurs de France. Paris.
ZACH, P. (1980): Zur Vogelwelt des Rötelseeweihergebietes 1970–1979 unter Berücksichtigung früherer Beobachtungen. Garmischer vogelkdl. Ber. 8: 14–38.
ZANG, H. (1976): Bestandsaufnahme des Haubentauchers *(Podiceps cristatus)* in Niedersachsen und Bremen 1974. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 8: 1–8.
– (1979): Die Ausbreitung der Weidenmeise *(Parus montanus)* über das nördliche Harzvorland und den Harz. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 11: 8–15.
– (1980): Der Einfluß der Höhenlage auf Siedlungsdichte und Brutbiologie höhlenbrütender Singvögel im Harz. J. Orn. 121: 371–386.
ZAPF, J. (1963): Die Kärtner Vogelwelt im Laufe von zwanzig Jahren (1942–1962). Carinthia II 73: 194–215.
ZENKER, W. (1974): Dreijährige Bestandsaufnahmen der Brutvögel in der Kleinstadt Kerpen. Charadrius 10: 90–93.

ZIEGLER, W., M. KÖNIGER & P. WALLNÖFER (1978): Gehalt an Umweltchemikalien (Organochlorverbindungen) in Amseleiern aus charakteristischen Biotopen. Anz. Schädlingskde. 51: 145–148.

ZIESEMER, F. (1970): Untersuchungen über den Brutbestand von Kiesgruben bei Schleswig. Corax 3: 100–104.

– (1980a): Siedlungsdichte und Bruterfolg von Schleiereulen *(Tyto alba)* in einer Probefläche vor und nach dem Anbringen von Nisthilfen. Vogelwelt 101: 61–66.

– (1980b): Verbreitung, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung der Schleiereule *(Tyto alba)* in Schleswig-Holstein. Corax 8: 107–130.

– (1980c): Zur Situation des Birkhuhns in Schleswig-Holstein. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad-Württ. 16: 107–109.

ZIMMERMANN, R. (1949): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebietes. Ann. Nat. Hist. Mus. Wien 54: 1–272.

ZINK, G. (1975): Bestandsentwicklung beim Weißstorch *Ciconia ciconia*. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 7: 26–32.

ZOLLINGER, J.-L. (1976): Étude qualitative et quantitative des oiseaux de la forêt mixte du Sepey, Cossonay (Vaud). Nos Oiseaux 33: 290–321.

ZOMERDIJK, P.J. u.a. (1971): Broedvogels van Noord-Holland Noord. Zaandijk, J. Heijns 216 S.

Register

Stichwortverzeichnis (Vogelnamen Seite 342)

Vogelnamen (Gruppennamen im Stichwortverzeichnis Seite 335)